munibe
SUPLEMENTO 25. GEHIGARRIA

Herpetologia iberiarraren egungo egoera
Estado actual da Herpetologia ibérica
Estado actual de la Herpetología ibérica

ARANZADI
zientzi elkartea . sociedad de ciencias
society of sciences . société de sciences

CRISTINA BREA, PEDRO GALÁN, RICARDO FERREIRO & PABLO SERANTES. Datos preliminares sobre la biología reproductora del tritón ibérico (*Lissotriton boscai*) y del tritón palmeado (*Lissotriton helveticus*) en condiciones controladas y naturales

VERA GONÇALVES, SANDRA AMARAL & RUI REBELO. Iberian midwife toad (*Alytes cisternasii*) tadpoles show behavioural modifications when faced with a recently introduced predator, *Procambarus clarkii*

MARGARIDA FERREIRA, JOSÉ E. GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, EDUARDO G. CRESPO & LUÍS VICENTE. Anfíbios de Portugal nas Colecções dos Museus de História Natural de Lisboa e de Madrid

JOSÉ C. BÁEZ, JUAN A. CAMIÑAS, RICARDO SAGARMINAGA, DAVINIA TORREBLANCA & RAIMUNDO REAL. Capturas no dirigidas de tortuga boba (*Caretta caretta*, Linnaeus, 1758) en aguas de Andalucía y Murcia durante 2004

J.J. BELLIDO, J.C. BÁEZ, M.A. FARFÁN, J.A. CAMIÑAS, J.J. CASTILLO, J.J. MARTÍN, J.L. MONS & R. REAL. Comparación de los tamaños de las tortugas bobas (*Caretta caretta*, Linnaeus, 1758) varadas en las costas mediterráneas andaluzas con los de las capturas en el palangre

RUBÉN BALLESTAR, JOSÉ DANIEL ANADÓN, ANDRÉS GIMÉNEZ, VANESSA ABAD, MARÍA LARROSA & BELÉN PARDO. Depredación de tortuga por mamíferos carnívoros en tres poblaciones de distinta densidad de tortuga mora (*Testudo graeca graeca*) en el sureste ibérico

RUBÉN BALLESTAR, ANDRÉS GIMÉNEZ & JOSÉ DANIEL ANADÓN. Patrones de abundancia a escala local de la tortuga mora (*Testudo graeca graeca*) en el sureste ibérico

ROSER CAMPENY & DANIEL VILLERO. Seguimiento a largo plazo de las poblaciones de anfibios en cinco espacios naturales protegidos de Cataluña

JON ETXEZARRETA, JUAN MARTÍNEZ-JORQUERA, ARANTXA TXINTXURRETA & XABIER RUBIO. Seguimiento de la ranita meridional, *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874) del País Vasco en el periodo 1998-2006

ANA VANESSA ALVES & PAULO SÁ-SOUSA. Avaliação e caracterização da comunidade de anfíbios da Serra de Ossa (Alentejo, Portugal)

J.D. ANADÓN, A. GIMÉNEZ & R. BALLESTAR. Distribución y abundancia de la tortuga mora *Testudo graeca* en la provincia de Almería

ALICIA MONTESINOS, JOSÉ DANIEL ANADÓN, ANDRÉS GIMÉNEZ, RAÚL SEMPERE, IGNACIO MORA, EMILIO DÍEZ DE REVENGA & JORGE SÁNCHEZ. Efectos de una traslocación con fines conservacionistas sobre los patrones de movimiento de la tortuga mora (*Testudo graeca*) en el sureste de la Península Ibérica

AITZIBER EGAÑA-CALLEJO & MARC FRANCH I QUINTANA. La comunidad de galápagos en la muralla de Hondarribia (País Vasco)

ION GARIN-BARRIO, OLATZ SAN SEBASTIÁN, MANU OCÉN-RATÓN & XABIER RUBIO. Estado de conservación de las poblaciones de sapo corredor (*Bufo calamita*) en la costa vasca

munibe

SUPLEMENTO 25, GEHIGARRIA

HERPETOLOGIA IBERIARRAREN EGUNGO EGOERA
ESTADO ACTUAL DA HERPETOLOGIA IBÉRICA
ESTADO ACTUAL DE LA HERPETOLOGÍA IBÉRICA

Lehen Herpetologia Kongresua Euskal Herrian
IX Congresso Luso-Espanhol
XIII Congreso Español de Herpetología

Donostia-San Sebastián 2006

Editores: Alberto Gosá, Aitziber Egaña-Callejo & Xabier Rubio

Donostia-San Sebastián 2007

www.aranzadi-herpetologia.org

Ficha catalográfica recomendada / Gomendatutako katalogo fitxa

HERPETOLOGÍA

Herpetologia iberiarraren egungo egoera = Estado actual da Herpetologia ibérica = Estado actual de la Herpetología ibérica : Lehen Herpetologia Kongresua Euskal Herrian, IX Congresso Luso-Espanhol, XIII Congreso Español de Herpetología / Editores : Alberto Gosá, Aitziber Egaña-Callejo & Xabier Rubio. – Donostia : Aranzadi Zientzi Elkartea, 2007.

308 p.: il. (Munibe. Suplemento, ISSN 1698-3807; 25)
Se recopilan algunas de las ponencias presentadas en el Lehen Herpetologia Kongresua Euskal Herrian, IX Congresso Luso-Espanhol, XIII Congreso Español de Herpetología celebrado en Donostia-San Sebastián en octubre de 2006.
D.L. SS-1108/07. ISBN 978-84-931930-9-6

I. Gosá, Alberto Ed. II. Egaña-Callejo, Aitziber Ed. III. Rubio, Xabier, Ed. IV. Aranzadi Zientzi Elkartea. Herpetologia Behatokia 1. Herpetología – Protección – España 2. Herpetología – Protección – Portugal 3. Biodiversidad - Congresos y Asambleas

C.D.U. 502.74:598.1(460+469)(063)

O

Munibe es una revista científica que comienza a publicarse en 1949. A partir de 1984 se divide en dos series. Una, Munibe Antropologia-Arkeologia con ISSN 1132-2217 y la otra, Munibe Natur Zientziak con ISSN 0214-7688. Ambas se completan con diversos Suplementos.

Munibe zientzia aldizkaria 1949.urtean hasi zen argitaratzen. 1984. urteaz geroztik, bi sailetan banatuta dago. Bata, Munibe Antropologia-Arkeologia, 1132-2217 ISSN-duna; eta bestea, Munibe Natur Zientziak, 0214-7688 ISSN-duna. Biek hainbat Eranskin dituzte osagarri modura.

Diríjase toda la correspondencia a / Zuzendu gutunak helbide honetara:

SOCIEDAD DE CIENCIAS ARANZADI ZIENTZI ELKARTEA
Zorroagagaina 11 • 20014 Donostia
Tel. 943 466142 • Fax 943 455811
e-mail: idazkaritza@aranzadi-zientziak.org • www.aranzadi-zientziak.org

Autor de las fotografías de la cubierta / Azaleko argazkien egilea: Manu Océn
Autor de la fotografía de la contracubierta / Atzeko azaleko argazkiaren egilea: J.M. Peman

En este volumen han participado como revisores científicos los siguientes especialistas / Ale honetan zientzia ikuskatzaile lanetan honako adituak aritu dira:
O. Arribas, E. Ayllón, C. Ayres, A. Bertolero, J.C. Brito, M.A. Carretero, A.M. Castilla, A. Domingo, P. Galán, M. García-París, A. Gosá, M. Hall, M. Lizana, G.A. Llorente, A. Marco, A. Montori, M. Ortiz, J.M. Pleguezuelos, R. Rebelo, R. Reques y J. Teixeira.

Maquetación / Maketazioa: Eustotem Multimedia S.L.
Imprime / Inprimatzen du: Imprenta de la Diputación Foral de Álava
Arabako Foru Aldundiko moldiztegia

D.L. SS-1108/07. ISBN 978-84-931930-9-6 .ISSN 1698-3807

Antolatzaile Nagusia / Organizador principal: ARANZADI zientzi elkartea sociedad de ciencias

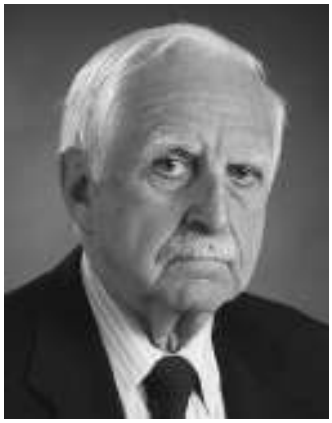
Antolatzaileak / Organizadores: SPH Sociedade Portuguesa de Herpetologia · AHE Asociación Herpetológica Española · Universidad del País Vasco Euskal Herriko Unibertsitatea The University of the Basque Country · Haritzalde Asociación Naturalista

Laguntzaileak / Colaboradores: Ministerio de Educación y Ciencia · CSIC · Fundación Biodiversidad · Eusko Jaurlaritza Gobierno Vasco · Gipuzkoako Foru Aldundia Diputación Foral de Gipuzkoa · Donostiako Udala Ayuntamiento de San Sebastián · BFA DFB · Arabako Foru Aldundia Diputación Foral de Álava

AURKEZPENA

Nazioarteko Anfibioen Kontserbaziorako Jardunaldiak egin zirenetik 4 urte igaroak dira, eta Munibe aldizkariaren Gehigarriaren aurreko argitalpen batean geratu ziren jasota. Herpetologiaren historian, dudarik, gabe, inflexio puntu bat izan zen, Aranzadirentzat ez ezik, Euskal Herriarentzat ere bai, gure ikertzaile gazteen ilusioaren eta kemenaren fruitu izanik. Loturak sortzea, sareko lanari heltzea eta ikerketa-bide berriak bilatzea izan zen helburua. Hazia ereinda zegoela esaten genuen orduko hartan.

Gaur egun harro nago zeren hazi hura, ernatu ez ezik, aurrera ere egin baitu, eta nola gainera! Herpetologiaren alorrean ikerketa-proiektuak ugaritu dira eta Europako zentro ereduren batekin ere ari gara elkar lanean. Taldea, oro har, gaztea da eta prestakuntza-prozesuan dago; eta Elkarte honen apaltasunetik eratortzen den baliabiderik ezak laguntzen ez badu, jardunerako eta jakintzarako gogoak eta berriro ere ilusioak mirariak egin ditzakete. Horren froga dugu Donostian egindako Lehen Nazioarteko Herpetologia Kongresua (IX. Lusitaniar-Espainiar Herpetologia Kongresua / XIII. Espainiar Kongresua), 2006ko urrian antolatuta.



Topaketa hau Euskal Herrian egin zedin eta Aranzadik antola zezan, alor horretan nahiko pobrea den lurralde batean herpetologiari bultzada on bat ematea beharrezkoa izan zen. Baina helburuak harantzago zihoazen, sakonagoak ziren. Gaiak sozializatu nahi genituen, jendea biodibertsitatearen eta bere kontserbazioaren garrantziaz jabetzea nahi genuen, herritarren hainbat sektoretara iritsiz. Kongresuaren kariaz mundu guztiarentzat, oro har, antolatutako jarduera ugarietan egindako ahalegina aintzat hartzekoa dela guztiz sinetsita nago. Epe luzerako lana da, baina emaitzak helduko dira, hegoaldeko zuhaitz-igelarekin gertatu zen bezala, erabat ezezaguna izatetik euskal gizartearen eta bereziki gizarte gipuzkoarraren zati izatera igaro baita. Gaur egun badu abesti bat, Gipuzkoako saskibaloi taldearen maskota da eta Donostiako hiriautobusen logotipoa da.

PRESENTACIÓN

Han pasado ya 4 años desde la realización de las Jornadas Internacionales para la Conservación de los Anfibios, recogidas en una publicación anterior del Suplemento de la revista Munibe. Fue, sin duda, un punto de inflexión en la historia de la herpetología, no sólo para Aranzadi sino también para el País Vasco, fruto de la ilusión y tenacidad de nuestros jóvenes investigadores. Se pretendió crear lazos, abrirse al trabajo en red y buscar nuevas y diferentes vías de estudio. Decíamos entonces que la semilla estaba sembrada.

Hoy me enorgullezco al confirmar que esa semilla no sólo ha germinado, sino que además crece, y ¡de qué manera! Se han multiplicado los proyectos de investigación en el campo de la herpetología y hasta colaboramos con algún centro de referencia europeo. El equipo es, en general, joven y en proceso de formación, y aunque la escasez de medios derivada de la humildad de esta Sociedad no ayuda, las ganas de hacer, de saber y, de nuevo, la ilusión a veces hacen milagros. Prueba de ello es la celebración en Donostia-San Sebastián del primer Congreso Internacional de Herpetología (IX Congreso Luso-Español y XIII Congreso Español de Herpetología) en octubre de 2006.

Que este encuentro se realizase en el País Vasco y lo organizase Aranzadi era necesario para darle un importante impulso a la herpetología en un territorio pobre en este campo. Pero los objetivos iban más allá, eran más profundos. Pretendíamos socializar la temática, sensibilizar a la población de la importancia de la biodiversidad y su conservación, llegando a diferentes sectores de la ciudadanía. Creo firmemente que el esfuerzo invertido en las numerosas actividades organizadas para el público en general con motivo de la celebración del Congreso no ha caído en saco roto. Es un trabajo a largo plazo, pero los resultados llegarán, tal y como ocurrió con la ranita meridional, que de ser una gran desconocida ha pasado a formar parte de la sociedad vasca y guipuzcoana, en particular. Hoy tiene una canción, es la mascota del equipo de baloncesto de Gipuzkoa y el logotipo de los autobuses urbanos de Donostia.

Baina garrantzi horretako nazioarteko topaketa batzuk antolatzea ez zen posible izango ospe eta itzal handiko beste erakunde batzuen laguntzarik gabe, batzuk aipatzearren: Euskal Herriko Unibertsitatea, Espainiako Herpetologia Elkartea eta Portugalgo Herpetologia Elkartea –Haritzalde Naturzaleen Elkarteak emandako laguntza ahaztu gabe, tokiko esparruan egiten duen kontzientziaziolana eztabaidaezina da eta–. Mila esker haiei guztiei eta mila esker eskuzabaltasunez lagundu diguten erakunde guztiei: Eusko Jaurlaritzari, Foru Aldundiei, Donostiako Udalari, Hezkuntza eta Zientzia Ministerioari, Zientzia Ikerketetarako Goi Kontseiluari eta Biodibertsitate Fundazioari. Elkarte honetako kide eta "Zipristin" ekimenaren alma mater dugun Eugenio Tamayo jaunak aipamen berezia merezi du, bera gabe ez baitzatekeen posible izango gizarte-sentsibilizazioaren arloan egindako ekimenetako asko aurrera ateratzea.

Ikerkuntza, dibulgazioa, jakintzaren zabalpena, prestakuntza eta ezaupide-trukaketa: horiek dira "Aranzadi" Herpetologia Behatokiak oinarri dituen euskarriak. Amaiera hoberik ez, ohiz kanpoko Kongresu batentzat. Izan ere, egun gutxira, Europan aitzindaria den ekimen hau aurkeztu zen ofizialki, eredugarri bilakatzea helburu duena eta Espainiako Herpetologia Elkartearen berariazko babesa jaso duena. Anfibioen gainbehera globala egiaztaturiko errealitate bilakatua den une hauetan, Klimaren Aldaketak Lurra –egun ezagutzen dugun bezala– mehatxatzen duen denbora hauetan, inoiz baino beharrezkoagoa da denok batera ahalegintzea, sare moduan lan egitea, sinergiak sortzea, indarrak batzea. Espiritu horrekin eta testuinguru horretan, Aranzadi Zientzi Elkartearen fundazio-helburuekin bat eginik, Herpetologia Behatokia sortu da. Kongresua dela-eta erakundeek erakutsi dizkiguten konfiantza eta babesa gurekin izaten jarraituko dugulakoan gaude, ideia aitzindari eta sortu berri hau erabat finkatu arte eta dagozkion helburuak guztiz bete arte.

Lehen ere esan dudan bezala, ezagutza jendarteratzea gure ardatzetako bat da eta aurkezteko ohorea daukadan Munibe Gehigarri honek, Kongresuan aurkeztutako lanen erakuskari esanguratsu bat biltzen du. Ezagutzarik gabe eta helarazpenik gabe, ez dago ezer.

Bukatzeko, nire esker ona berriro erakutsi nahi diet Kongresua ahalbidetu duten guztiei. Zuen ahalegina eta ilusioa eredugarria izan daitezela XXI. mendean barneratua den gizarte honentzat.

Pero la organización de unos encuentros internacionales de esta envergadura no hubiera sido posible sin la colaboración de otras entidades de prestigio y peso, como la Universidad del País Vasco (EHU-UPV), la Asociación Herpetológica Española (AHE) y la Sociedade Portuguesa de Herpetologia (SPH), sin olvidar el apoyo prestado por la Asociación Naturalista Haritzalde, cuya labor de concienciación en el ámbito local es indiscutible. Gracias a todas ellas y gracias a todas las instituciones que nos han ayudado de manera generosa: Gobierno Vasco, Diputaciones Forales vascas, Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián, Ministerio de Educación y Ciencia, Consejo Superior de Investigaciones Científicas y Fundación Biodiversidad. Especial mención se merece D. Eugenio Tamayo, socio de esta Sociedad y alma mater de la iniciativa "Zipristin", sin la cual muchas de las actividades de sensibilización social no se habrían realizado.

Investigación, divulgación, difusión, formación e intercambio de conocimiento, ésos son los pilares sobre los que se asienta el Observatorio Aranzadi de Herpetología. Qué mejor colofón para un Congreso extraordinario. Y es que unos días después, se presentaba oficialmente esta iniciativa pionera en Europa, que busca ser un referente y que cuenta con el apoyo expreso de la AHE. En estos momentos en los que el declive global de los anfibios es una realidad constatada, que el posible Cambio Climático amenaza la Tierra, tal y como ahora la conocemos, hoy más que nunca si cabe, es necesario un esfuerzo común, trabajar en red, crear sinergias, aglutinar. Con este espíritu y en este contexto, en consonancia con los objetivos fundacionales de la Sociedad de Ciencias Aranzadi, ha nacido el Observatorio de Herpetología. Esperamos seguir contando con la confianza y el apoyo que las diferentes instituciones nos han mostrado con el Congreso, para que esta incipiente idea innovadora se asiente definitivamente y pueda dar cumplimiento a sus fines.

Tal y como he comentado anteriormente, la difusión del conocimiento es uno de los ejes y este Suplemento Munibe que tengo el honor de presentar, recoge una muestra significativa de los trabajos presentados en el Congreso. Sin conocimiento y sin su transmisión, no hay nada.

Para terminar, reiterar mi agradecimiento a todas las personas que han hecho posible el Congreso. Que vuestro esfuerzo e ilusión sean un ejemplo en esta sociedad que se adentra en el siglo XXI.

JOSE MIGUEL LARRAÑAGA BAJINETA
Aranzadiko Lehendakaria
Presidente de Aranzadi

LEHEN HERPETOLOGIA KONGRESUA EUSKAL HERRIAN
IX CONGRESSO LUSO-ESPANHOL DE HERPETOLOGIA
XIII CONGRESO ESPAÑOL DE HERPETOLOGÍA

Donostia-San Sebastián 2006

Foto: J.M. Peman

Í N D I C E

ALBERT MONTORI, GUSTAVO A. LLORENTE, ALEX RICHTER-BOIX, DANI VILLERO, MARC FRANCH & NÚRIA GARRIGA. Colonización y efectos potenciales de la especie invasora *Discoglossus pictus* sobre las especies nativas 14

ABEL BERMEJO-GARCÍA. Efectos de la introducción de especies exóticas sobre los anfibios de Castilla y León 28

PEDRO GALÁN, MARTA VILA, NURIA REMÓN & HORACIO F. NAVEIRA. Caracterización de las poblaciones de *Iberolacerta monticola* en el Noroeste ibérico mediante la combinación de datos morfológicos, ecológicos y genéticos....34

PABLO GARCÍA & CÉSAR AYRES. Depredación masiva de la nutria (*Lutra lutra)* sobre el galápago leproso (*Mauremys leprosa*)....44

ANDRÉS EGEA-SERRANO, FRANCISCO J. OLIVA-PATERNA & MAR TORRALVA. Aplicación de los criterios UICN a la batracofauna de la región de Murcia (S.E. Península Ibérica)....50

ALEJANDRO ONRUBIA, MARIO SÁENZ DE BURUAGA, MIGUEL ÁNGEL CAMPOS & ALFONSO BALMORÍ. Herpetofauna del Parque Natural de Izki (Álava, País Vasco)....58

IÑAKI OLANO, NEREA RUIZ DE AZUA, JOSÉ MARÍA FERNÁNDEZ, MARÍA JESÚS ARRAYAGO & ANTONIO BEA. Estado de conservación de poblaciones periféricas de anfibios: tritón pirenaico *Euproctus asper* y sapo de espuelas *Pelobates cultripes* en la Comunidad Autónoma del País Vasco....66

ALBA ESTRADA, ANA LUZ MÁRQUEZ, RAIMUNDO REAL & JUAN MARIO VARGAS. Utilidad de los espacios naturales protegidos de Andalucía para preservar la riqueza de especies de anfibios....74

JOSÉ LUIS GUZMÁN, FRANCISCO CEACERO & ENRIQUE GARCÍA-MUÑOZ. Nuevas citas de anfibios y reptiles en Marruecos....82

ALBERTO GOSÁ & VANESSA SARASOLA. Seguimiento de una población costera de rana bermeja (*Rana temporaria*)....88

ADOLFO CORDERO RIVERA, GUILLERMO VELO-ANTÓN & PEDRO GALÁN. Ecología de los anfibios en pequeñas islas costeras del Holoceno: adaptaciones locales y el efecto de plantaciones de árboles exóticos....94

PABLO SERANTES, PEDRO GALÁN, RICARDO FERREIRO & CRISTINA BREA. Datos preliminares sobre la ecología térmica del eslizón ibérico (*Chalcides bedriagai*) y del eslizón tridáctilo (*Chalcides striatus*) en el noroeste de la Península Ibérica....104

MARIO CORRAL, XABIER ITURRATE & PATXI LASARTE. La rana ágil (*Rana dalmatina*) en el extremo noroccidental de su distribución ibérica 112

ALEX RICHTER-BOIX, GUSTAVO A. LLORENTE & ALBERT MONTORI. Segregación espacial y temporal de una comunidad de anfibios en una región mediterránea....120

FRANCISCO CEACERO, ENRIQUE GARCÍA-MUÑOZ, LUÍS PEDRAJAS, ANTONIO HIDALGO & FRANCISCO GUERRERO. Actualización herpetológica de la provincia de Jaén....130

FRANCISCO JAVIER MARTÍNEZ-MEDINA. Aproximación a la corología, autoecología y estado de conservación de las subpoblaciones de *Salamandra algira* en Marruecos 140

CARMEN DÍAZ-PANIAGUA, ALEXANDRE PORTHEAULT & CAROLA GÓMEZ-RODRÍGUEZ. Depredadores de los anfibios adultos de Doñana: Análisis cualitativo 148

AITOR VALDEÓN. Datos biométricos preliminares de dos poblaciones de galápago europeo (*Emys orbicularis*) en el sur de Navarra.....158

RICARDO FERREIRO, PEDRO GALÁN, CRISTINA BREA & PABLO SERANTES. Datos sobre el crecimiento, madurez y dimorfismo sexual en una población natural de lución (*Anguis fragilis*) en el Noroeste de la Península Ibérica.....164

CRISTINA BREA, PEDRO GALÁN, RICARDO FERREIRO & PABLO SERANTES. Datos preliminares sobre la biología reproductora del tritón ibérico (*Lissotriton boscai*) y del tritón palmeado (*Lissotriton helveticus*) en condiciones controladas y naturales.....170

VERA GONÇALVES, SANDRA AMARAL & RUI REBELO. Iberian midwife toad (*Alytes cisternasii*) tadpoles show behavioural modifications when faced with a recently introduced predator, *Procambarus clarkii*.....180

MARGARIDA FERREIRA, JOSÉ E. GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, EDUARDO G. CRESPO & LUÍS VICENTE. Anfíbios de Portugal nas Colecções dos Museus de História Natural de Lisboa e de Madrid 190

JOSÉ C. BÁEZ, JUAN A. CAMIÑAS, RICARDO SAGARMINAGA, DAVINIA TORREBLANCA & RAIMUNDO REAL. Capturas no dirigidas de tortuga boba (*Caretta caretta*, Linnaeus, 1758) en aguas de Andalucía y Murcia durante 2004.....196

J.J. BELLIDO, J.C. BÁEZ, M.A. FARFÁN, J.A. CAMIÑAS, J.J. CASTILLO, J.J. MARTÍN, J.L. MONS & R. REAL. Comparación de los tamaños de las tortugas bobas (*Caretta caretta*, Linnaeus, 1758) varadas en las costas mediterráneas andaluzas con los de las capturas en el palangre 202

RUBÉN BALLESTAR, JOSÉ DANIEL ANADÓN, ANDRÉS GIMÉNEZ, VANESSA ABAD, MARÍA LARROSA & BELÉN PARDO. Depredación de tortuga por mamíferos carnívoros en tres poblaciones de distinta densidad de tortuga mora (*Testudo graeca graeca*) en el sureste ibérico 210

RUBÉN BALLESTAR, ANDRÉS GIMÉNEZ & JOSÉ DANIEL ANADÓN. Patrones de abundancia a escala local de la tortuga mora (*Testudo graeca graeca*) en el sureste ibérico 216

ROSER CAMPENY & DANIEL VILLERO. Seguimiento a largo plazo de las poblaciones de anfibios en cinco espacios naturales protegidos de Cataluña.....224

JON ETXEZARRETA, JUAN MARTÍNEZ-JORQUERA, ARANTXA TXINTXURRETA & XABIER RUBIO. Seguimiento de la ranita meridional, *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874) del País Vasco en el periodo 1998-2006.....238

ANA VANESSA ALVES & PAULO SÁ-SOUSA. Avaliação e caracterização da comunidade de anfíbios da Serra de Ossa (Alentejo, Portugal).....250

J.D. ANADÓN, A. GIMÉNEZ & R. BALLESTAR. Distribución y abundancia de la tortuga mora *Testudo graeca* en la provincia de Almería.....262

ALICIA MONTESINOS, JOSÉ DANIEL ANADÓN, ANDRÉS GIMÉNEZ, RAÚL SEMPERE, IGNACIO MORA, EMILIO DÍEZ DE REVENGA & JORGE SÁNCHEZ. Efectos de una traslocación con fines conservacionistas sobre los patrones de movimiento de la tortuga mora (*Testudo graeca*) en el sureste de la Península Ibérica 272

AITZIBER EGAÑA-CALLEJO & MARC FRANCH I QUINTANA. La comunidad de galápagos en la muralla de Hondarribia (País Vasco).....282

ION GARIN-BARRIO, OLATZ SAN SEBASTIÁN, MANU OCÉN-RATÓN & XABIER RUBIO. Estado de conservación de las poblaciones de sapo corredor (*Bufo calamita*) en la costa vasca 292

I N D E X

ALBERT MONTORI, GUSTAVO A. LLORENTE, ALEX RICHTER-BOIX, DANI VILLERO, MARC FRANCH & NÚRIA GARRIGA. Colonization and potential effects of the invasive *Discoglossus pictus* on native species 14

ABEL BERMEJO-GARCÍA. Effects of exotic species introductions on the amphibians of Castilla y León 28

PEDRO GALÁN, MARTA VILA, NURIA REMÓN & HORACIO F. NAVEIRA. Morphological, ecological and genetic characterization of the NW Iberian populations of the lizard *Iberolacerta monticola* 34

PABLO GARCÍA & CÉSAR AYRES. Massive predation of the otter (*Lutra lutra*) on the striped-necked terrapin (*Mauremys leprosa*) 44

ANDRÉS EGEA-SERRANO, FRANCISCO J. OLIVA-PATERNA & MAR TORRALVA. Application of IUCN criteria to the batrachofauna in the Murcia Region (S.E. Iberian Peninsula) 50

ALEJANDRO ONRUBIA, MARIO SÁENZ DE BURUAGA, MIGUEL ÁNGEL CAMPOS & ALFONSO BALMORÍ. Herpetofauna of the Izki Natural Park (Álava, Basque Country) 58

IÑAKI OLANO, NEREA RUIZ DE AZUA, JOSÉ MARÍA FERNÁNDEZ, MARÍA JESÚS ARRAYAGO & ANTONIO BEA. Conservation status of edge amphibian populations: Pyrenean mountain newt *Euproctus asper* and western spadefoot *Pelobates cultripes* in the Basque Autonomous Community 66

ALBA ESTRADA, ANA LUZ MÁRQUEZ, RAIMUNDO REAL & JUAN MARIO VARGAS. Usefulness of the Andalusian natural reserve network to preserve amphibian species richness 74

JOSÉ LUIS GUZMÁN, FRANCISCO CEACERO & ENRIQUE GARCÍA-MUÑOZ. New records of amphibians and reptiles from Morocco 82

ALBERTO GOSÁ & VANESSA SARASOLA. Surveying a coastal population of Common frog (*Rana temporaria*) 88

ADOLFO CORDERO RIVERA, GUILLERMO VELO-ANTÓN & PEDRO GALÁN. Ecology of amphibians in small coastal Holocene islands: local adaptations and the effect of exotic tree plantations 94

PABLO SERANTES, PEDRO GALÁN, RICARDO FERREIRO & CRISTINA BREA. Preliminary data about thermal ecology of the Bedriaga's skink (*Chalcides bedriagai*) and the western three-toed skink (*Chalcides striatus*) in the northwest of the Iberian Peninsula 104

MARIO CORRAL, XABIER ITURRATE & PATXI LASARTE. The agile frog (*Rana dalmatina*) in the northwestern border of distributi on in the Iberian Peninsula 112

ALEX RICHTER-BOIX, GUSTAVO A. LLORENTE & ALBERT MONTORI. Temporal and spatial segregation of an Amphibian community in a Mediterranean region 120

FRANCISCO CEACERO, ENRIQUE GARCÍA-MUÑOZ, LUÍS PEDRAJAS, ANTONIO HIDALGO & FRANCISCO GUERRERO. Herpetological updating for Jaén province 130

FRANCISCO JAVIER MARTÍNEZ-MEDINA. An approach to the corology, ecology and status of conservation of *Salamandra algira* in Morocco 140

CARMEN DÍAZ-PANIAGUA, ALEXANDRE PORTHEAULT & CAROLA GÓMEZ-RODRÍGUEZ. Predation on amphibians from Doñana: A qualitative analysis 148

AITOR VALDEÓN. Preliminary biometric data of two European pond turtle (*Emys orbicularis*) populations from Southern Navarre (Spain) 158

RICARDO FERREIRO, PEDRO GALÁN, CRISTINA BREA & PABLO SERANTES. Data on growth, maturity and sexual dimorphism in a natural population of slow-worm (*Anguis fragilis*) in the Northwest of the Iberian Peninsula 164

CRISTINA BREA, PEDRO GALÁN, RICARDO FERREIRO & PABLO SERANTES. Preliminary data about reproductive biology of Bosca´s newt (*Lissotriton boscai*) and palmate newt (*Lissotriton helveticus*) under controlled and natural conditions 170

VERA GONÇALVES, SANDRA AMARAL & RUI REBELO. Iberian midwife toad (*Alytes cisternasii*) tadpoles show behavioural modifications when faced with a recently introduced predator, *Procambarus clarkii* 180

MARGARIDA FERREIRA, JOSÉ E. GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, EDUARDO G. CRESPO & LUÍS VICENTE. Amphibians from Portugal in the Collections of the Natural History Museums of Lisbon and Madrid 190

JOSÉ C. BÁEZ, JUAN A. CAMIÑAS, RICARDO SAGARMINAGA, DAVINIA TORREBLANCA & RAIMUNDO REAL. Loggerhead incidental caught from Andalusia and Murcia waters during 2004 196

J.J. BELLIDO, J.C. BÁEZ, M.A. FARFÁN, J.A. CAMIÑAS, J.J. CASTILLO, J.J. MARTÍN, J.L. MONS & R. REAL. Comparison between sizes of the loggerhead (*Caretta caretta* Linnaeus, 1758) stranded in the Andalusian mediterranean coast and those captured in the longline 202

RUBÉN BALLESTAR, JOSÉ DANIEL ANADÓN, ANDRÉS GIMÉNEZ, VANESSA ABAD, MARÍA LARROSA & BELÉN PARDO. Predation of tortoises by mammalian carnivorous fauna in three populations with different density of spur-thighed tortoise (*Testudo graeca graeca*) in Southeastern Spain 210

RUBÉN BALLESTAR, ANDRÉS GIMÉNEZ & JOSÉ DANIEL ANADÓN. Local abundance patterns of the spur-thighed tortoise (*Testudo graeca graeca*) in Southeastern Spain 216

ROSER CAMPENY & DANIEL VILLERO. Long-term surveying of amphibian populations in 5 protected natural areas in Catalunya 224

JON ETXEZARRETA, JUAN MARTÍNEZ-JORQUERA, ARANTXA TXINTXURRETA & XABIER RUBIO. Monitoring the Stripeless tree frog *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874) in the Basque Country between 1998-2006 238

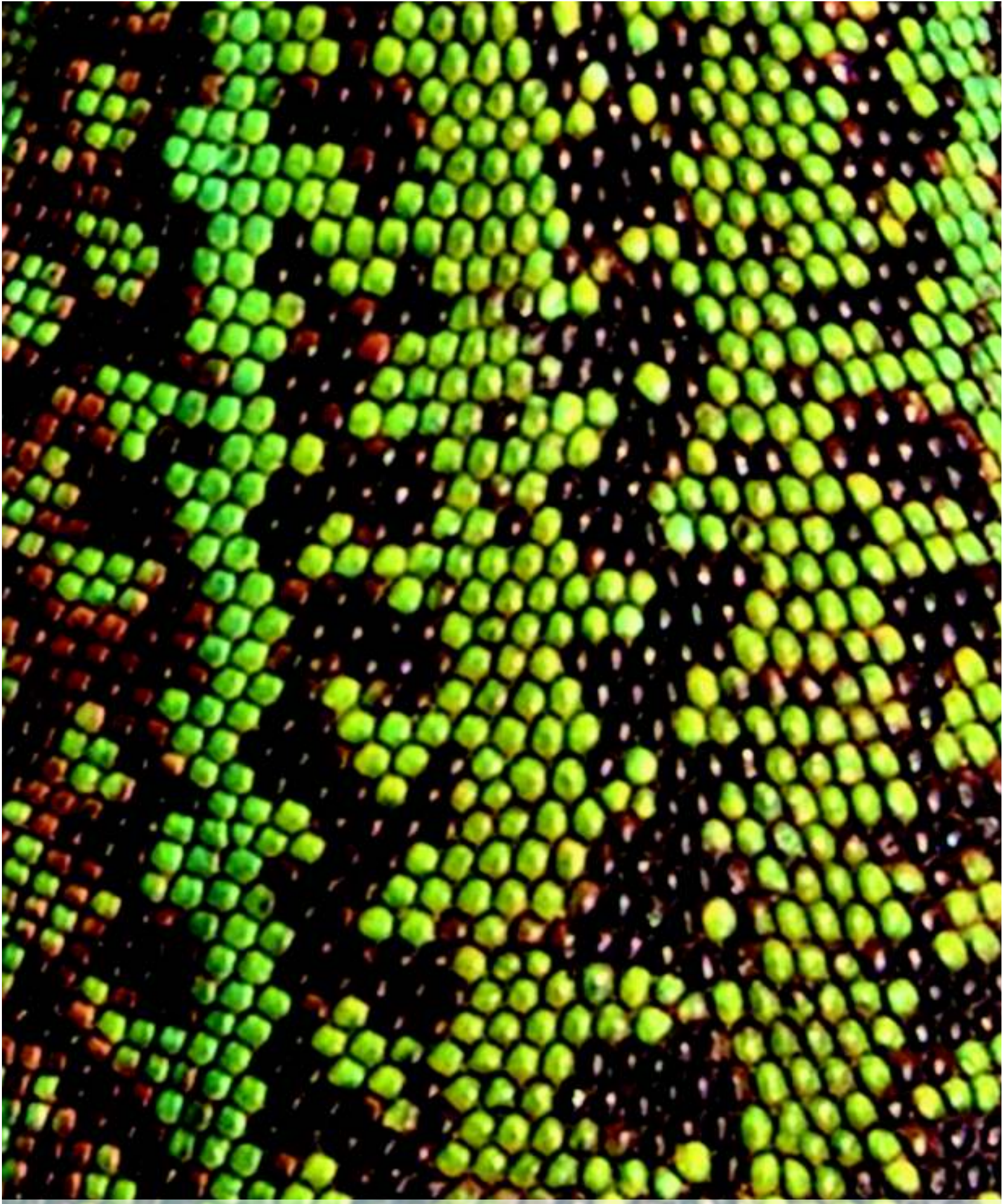
ANA VANESSA ALVES & PAULO SÁ-SOUSA. Evaluation and characterization of the amphibian community from Serra de Ossa (Alentejo, Portugal) 250

J.D. ANADÓN, A. GIMÉNEZ & R. BALLESTAR. Distribution and abundance of the spur-thighed tortoise *Testudo graeca* in the province of Almeria 262

ALICIA MONTESINOS, JOSÉ DANIEL ANADÓN, ANDRÉS GIMÉNEZ, RAÚL SEMPERE, IGNACIO MORA, EMILIO DÍEZ DE REVENGA & JORGE SÁNCHEZ. A conservationist traslocation effects on movement patterns of spur-thighed tortoise (*Testudo graeca*) in South-Eastern Spain 272

AITZIBER EGAÑA-CALLEJO & MARC FRANCH I QUINTANA. Pond terrapin communities of the town walls in Hondarribia (Basque Country) 282

ION GARIN-BARRIO, OLATZ SAN SEBASTIÁN, MANU OCÉN-RATÓN & XABIER RUBIO. Conservation status of the Natterjack toad (*Bufo calamita*) populations from the Basque coast 292



Colonización y efectos potenciales de la especie invasora *Discoglossus pictus* sobre las especies nativas

Albert Montori, Gustavo A. Llorente, Alex Richter-Boix, Dani Villero, Marc Franch & Núria Garriga

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	14-27	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Colonización y efectos potenciales de la especie invasora *Discoglossus pictus* sobre las especies nativas

Colonization and potential effects of the invasive *Discoglossus pictus* on native species

Albert Montori*, Gustavo A. Llorente, Alex Richter-Boix, Dani Villero, Marc Franch & Núria Garriga
Departament de Biología Animal (Vertebrats). Universitat de Barcelona. Avda Diagonal 645. 08028 Barcelona. España.
*amontori@ub.edu

RESUMEN

Se analiza la expansión de *Discoglossus pictus* en Cataluña, al mismo tiempo que se desarrolla un modelo de la distribución potencial de la especie. Desde su introducción en Banyuls-sur-Mer hace unos 100 años *Discoglossus pictus* se ha dispersado unos 140 km hacia el sur y unos 60 km hacia el interior. Se ha estimado una tasa de dispersión global de 1,53 km/año ± 0,8 km. Actualmente, la distribución de *Discoglossus pictus* ocupa en España una superficie aproximada de 4200 km^2. Aunque *Discoglossus pictus* temporalmente puede coincidir en las charcas con todas las especies presentes en Cataluña, utiliza preferentemente ambientes temporales o efímeros para la reproducción, al igual que *Rana temporaria*, *Bufo calamita* y *Pelodytes punctatus*. El análisis del solapamiento trófico, del hábitat y de la distribución a macroescala muestra que las especies con las que más puede interactuar en la fase adulta son *Bufo calamita*, *Bufo bufo*, *Pelophylax perezi* e *Hyla meridionalis*. Los resultados indican un cierto grado de interferencia a nivel adulto aunque es necesario clarificar si ésta se produce también en la fase larvaria.

PALABRAS CLAVE: Colonización, *Discoglossus,* Interferencia, distribución potencial.

ABSTRACT

The expansion of *Discoglossus pictus* in Catalonia is analyzed at the same time as a model of potential distribution of the species is developed. From its introduction in Banyuls-sur-Mer about 100 years ago, *Discoglossus pictus* has been dispersed about 140 km towards the South and about 60 km towards the interior. A global dispersion rate of 1,53 km/year ± 0,8 km has been estimated. Nowadays, the distribution of *Discoglossus pictus* takes up an approximate surface of 4200 km^2 in Spain. Although *Discoglossus pictus* can coincide in ponds with all the present species in Catalonia, it prefers to use temporary or ephemeral environments for the reproduction, as *Rana temporaria*, *Bufo calamita* and *Pelodytes punctatus*. The analysis of the trophic, habitat and distribution overlap shows that the species that they can interact with *Discoglossus pictus* in the adult phase are *Bufo calamita*, *Bufo bufo*, *Pelophylax perezi* and *Hyla meridionalis*. The results indicate a certain degree of interference in adult level, especially with *Bufo calamita*, although it is necessary to clarify if this takes place also in the larval phase.

KEY WORDS: Colonization, *Discoglossus*, Interference, potential distribution.

LABURPENA

Discoglossus pictus-ek Katalunian duen hedadura aztertzearekin batera, espeziearen balizko distribuzioari dagokion eredua landu da. Duela 100 bat urte Banyuls-sur-Mer aldean agertu zenetik 140 km sakabanatu da hegoalderantz eta 60 km barrualderantz. Sakabanatze globalaren tasa hauxe estimatu da: 1,53 km/urtea ± 0,8 km. Gaur egun, Espainian, *Discoglossus pictus*-en distribuzioa 4.200 km^{2}koa da. *Discoglossus pictus* lehen batean Kataluniako urmaeletan bizi diren espezie guztiekin ager badaiteke ere, aldi baterako inguruneak edo ingurune iragankorrak erabili ohi ditu ugalketarako (*Rana temporaria*-k, *Bufo calamita*-k eta *Pelodytes punctatus*-ek bezalaxe). Teilakatze trofikoa, habitata eta makroeskalako distribuzioa aztertu ostean, helduaroan berarekin interakzio gehien izan dezaketen espeziak hauek dira: *Bufo calamita*, *Bufo bufo*, *Pelophylax perezi* eta *Hyla meridionalis*. Emaitzek helduaroan interferentzia-maila jakin bat jartzen dute agerian, larba-garaian ere gertatzen ote den argitu gabe egon arren.

GAKO-HITZAK: Kolonizazioa, *Discoglossus*, Interferentzia, balizko distribuzioa.

INTRODUCCIÓN

La introducción de especies es la segunda causa de pérdida de biodiversidad después de la destrucción del hábitat (Devine, 1998; IUCN, 2000; Mack *et al*., 2000). Estas especies pueden competir, introducir patógenos e incluso contaminar genéticamente las poblaciones autóctonas (Elton, 1958; Dodd & Seigel, 1991; Butterfield *et al*., 1997; Arano *et al*., 1995; Manchester & Bullock, 2000). Especialmente preocupantes son las especies invasoras, cuya capacidad de adaptación y colonización de nuevos ambientes les permite una rápida dispersión y asentamiento en los hábitats ocupados (Sax & Brown, 2000; Kolar & Lodge, 2001). La problemática actual de las especies de anfibios y reptiles introducidas, bien sean naturalizadas o invasoras, no ha sido objeto de estudio en España hasta tiempos recientes

(ARANO *et al.*, 1995; MATEO, 1997; CASANOVAS, 1998; GALÁN, 1999; GÓMEZ DE BERRAZUETA & PÉREZ-BOTÉ, 2000; MARTÍNEZ-SILVESTRE & CERRADELO, 2000; CADÍ *et al.*, 2004; MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.*, 2003). Sin embargo, muchas de las especies presentes en la Península Ibérica están consideradas como fauna autóctona a pesar de conocerse su origen introducido. Este es el caso de *Hemidactylus turcicus*, *Testudo graeca* y *Chamaeleo chamaeleon*, entre otras (PLEGUEZUELOS *et al.*, 2002).

Existe el consenso implícito de aceptar como especie autóctona o nativa a aquélla que lleva naturalizada desde el neolítico (4000 años a.C.) (WEBB, 1985; MANCHESTER & BULLOCK, 2000; PLEGUEZUELOS *et al.*, 2002; PASCAL *et al.*, 2003). Sin embargo, ninguna de las tres especies mencionadas cumple esta premisa y, a pesar de ello, se incluyen en todas las obras de referencia como si de especies autóctonas se trataran. En otro orden de cosas, PLEGUEZUELOS *et al.* (2002) diferencian entre especies de introducción antigua y reciente, estableciendo la mitad del siglo XX como punto de inflexión en esta categorización. En este sentido el sapillo pintojo mediterráneo, *Discoglossus pictus*, es una especie de introducción antigua, ya que se tiene constancia de su presencia en el Sureste francés desde 1906 (KNOEPFFLER, 1962).

A lo largo del siglo XX han sido muchas las especies de anfibios que, bien voluntaria, bien involuntariamente, han sido introducidas o translocadas y, no pocas, las que han logrado naturalizarse (OLIVER & SHAW, 1953; KRAUS *et al.*, 1999; RODRÍGUEZ & LINARES, 2001). El caso de *Discoglossus pictus* es otro ejemplo de especie presuntamente invasora introducida por el ser humano. Los datos existentes en la bibliografía (WINTREBERT, 1908; KNOEPFFLER, 1962; YAKOWLEFF, 1948; GENIEZ & CHEYLAN, 1987; LLORENTE *et al.*, 1995, 2002; PASCAL *et al.*, 2003; FRADET & GENIEZ, 2004) indican, como la causa más probable de su introducción, la liberación accidental en el Laboratoire Arago de Banyuls, aunque KNOEPFFLER (1962), comenta como otra posible causa de introducción el comercio de mercancías procedente de Argelia. Sea cual sea el origen, el resultado ha sido el mismo: la aparición de una nueva especie de fauna exótica en nuestro territorio.

Actualmente esta especie se distribuye (figura 1) por el norte de África (Marruecos, Argelia y Túnez tanto en la parte continental como en las islas adyacentes), así como en las islas de Sicilia, Malta y Gozo (LANZA *et al.*, 1986). Su distribución en Europa continental se circunscribe a una pequeña área en el noreste de la Península Ibérica y el sur de Francia (CHEYLAN, *et al.*, 1987; GENIEZ & CHEYLAN, 1987; LLORENTE *et al.*, 1995, 1997; BARBADILLO *et al.* 1999; SALVADOR & GARCÍA-PARÍS, 2001; FRADET & GENIEZ, 2004, GARCÍA-PARÍS *et al.*, 2004; GENIEZ & CHEYLAN, 2005, entre otros). El origen de estas poblaciones no tiene ningún soporte paleobiogeográfico y únicamente se puede entender como fruto de una introducción.

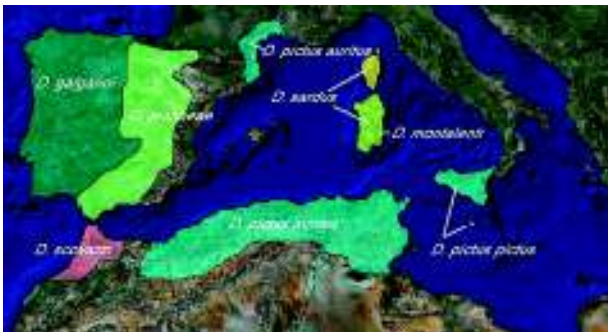


Figura 1. Distribución del género *Discoglossus* en el Mediterráneo occidental.
Figure 1. Distribution of genus *Discoglossus* in Western Mediterranean area.

Todos los datos disponibles indican que esta especie fue introducida a finales del siglo XIX o a principios del XX en Banyuls sur Mer o Banyuls de la Marenda, –Banyuls a partir de ahora –(KNOEPFFLER, 1962; LANZA, 1989). La primera cita corresponde a Wintrebert y está datada en el año 1906 (WINTREBERT, 1908). En 1948 la especie ya se había extendido hacia el norte hasta Perpignan (YAKOWLEFF, 1948), pero no es hasta 1957 que se produjo la primera observación en territorio español (DUGUY & KNOEPFFLER, 1958; KNOEPFFLER, 1962). Ésta se circunscribía a la población de Portbou, a escasos 8 km en línea recta de Banyuls. Pocos años más tarde KNOEPFFLER (1962) añade nuevas observaciones mucho más adentradas en territorio español (Girona, Figueres y Empuries) confirmándose la colonización del nordeste peninsular por parte de esta especie, a pesar de haber sido considerado como ausente por MERTENS & MÜLLER (1940) y MERTENS & WERMUTH (1960).

Desde su introducción esta especie se ha expandido hacia el nordeste por el departamento de Pyrénées-Orientales, Aude y Hérault, llegando hasta el río Orb (FRADET & GENIEZ, 2004), situado a unos 130 km de Banyuls. Este río parece ser por ahora el límite noreste de su expansión, a pesar de que actualmente su distribución hacia el nordeste se ha incrementado unos 70 km en relación al límite conocido hasta la fecha, debido a la localización de poblaciones aisladas en Lattes y Vilhauquès, ambas relativamente cerca de Montpellier (FRADET & GENIEZ, *op cit.*).

Al sur de los Pirineos, los últimos datos publicados (LLORENTE *et al.*, 1995; 2002) indican que

Discoglossus pictus se ha extendido por la mayor parte de la provincia de Girona hacia el este y el sur, siendo su expansión meridional mucho más acentuada. Estos autores indican que la especie se encuentra aún en expansión y pronostican un avance preferentemente hacia el sur de la especie a nivel peninsular.

Todos los estudios moleculares publicados hasta la fecha asignan las poblaciones europeas continentales a la subespecie *Discoglossus pictus auritus* y con toda probabilidad a las poblaciones argelinas (Busack, 1986; Glaw & Vences, 1991; García-París & Jockusch, 1999; Fromhage *et al.*, 2003; Mauro *et al.*, 2004; Martínez-Solano, 2004; García-París *et al.*, 2004; Real *et al.*, 2005; Zangari *et al.*, 2006; Franch *et al.*, 2007). Sin embargo, algunos autores asignan estos ejemplares a la subespecie (ahora especie) *D. p. scovazzi* (Veith & Martens, 1997) o dudan de la validez subespecífica de las poblaciones norteafricanas de *D. pictus* (*sensu stricto*) (Zangari *et al.*, 2006). En ambos casos la hipótesis de una introducción a partir de Argelia parece demostrada.

En el presente estudio se analiza temporal y espacialmente la expansión de *Discoglossus pictus* hacia el sur y oeste peninsular, para definir las posibles rutas de expansión de la especie, desarrollándose al mismo tiempo un modelo de su distribución potencial que nos indique cuál puede ser su límite de expansión y qué variables determinan su presencia. Finalmente se analiza a diferentes escalas qué interacciones puede tener con las especies autóctonas de anuros, con la finalidad de intentar valorar el posible impacto que puede ocasionar sobre éstas y clarificar si se trata de una especie naturalizada o invasora.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para el análisis de la distribución y expansión de la especie se han utilizado los datos existentes en la Base de datos de anfibios y reptiles de España y de Cataluña con una precisión máxima de 1x1 km. Para la estima de la distribución potencial, en los casos en que a partir de la cita de 10x10 km no se ha podido asignar una localización 1x1 km segura, se ha optado por eliminar la observación.

Para el análisis de la expansión de la especie se han considerado únicamente aquellas observaciones UTM 10x10 km que tenían localidad y fecha conocida, catalogándolas en intervalos de 10 años a partir de 1960.

Para la estima de la distribución potencial se ha utilizado el método de Máxima Entropía, MAXENT (Phillips *et al.*, 2006). Esta metodología resulta adecuada para nuestros datos ya que permite hacer predicciones basadas en información incompleta, sólo requiere datos relativos a presencia, puede utilizar variables continuas y categóricas, y garantiza obtener distribuciones de probabilidades óptimas (máxima entropía). Cabe destacar que se trata de datos sólo de presencias y no disponemos de ausencias, pues la especie se halla en proceso de expansión y, por tanto, se desconoce si la ausencia en una determinada cuadrícula es real.

Por otra parte, este método nos proporciona resultados con valores continuos, lo que ofrece un gran detalle en el momento de distinguir las predicciones obtenidas en diferentes áreas.

Para el análisis se utilizaron un total de 73 variables ambientales: clima (65): valores anuales y mensuales de Pluviometría, Radiación Solar y Temperatura Mediana, Máxima y Mínima. (Fuente: Atlas Climático Digital de Cataluña, UAB, http://magno.uab.es/atles-climatic/); orografía (4): Altitud, Orientación, Pendiente y Distancia a ríos (cursos principales) y Usos del suelo (4): Superficie de Bosque, de Cultivo, de Prado y Urbanizada. (Fuente: Mapa de Usos del Suelo de 1997, Generalitat de Catalunya, http://mediambient.gencat.net/cat/el_departament/cartografia/).

Todas las variables se han reescalado en consonancia con el retículo UTM de 1km de lado.

El modelo asigna una probabilidad de aparición a cada cuadrícula, pero se trata siempre de un valor muy bajo pues la suma de todas las cuadrículas debe ser igual a 1. Para mejorar la interpretación de los resultados, esta probabilidad se transforma en una frecuencia “acumulativa“, es decir, a cada cuadrícula se le asigna la suma de las probabilidades inferiores o iguales de todo el conjunto de cuadrículas, y se multiplica por 100 para dar un %. Según el método, a partir de valores de frecuencia “acumulativa” iguales a 1 se considera una aproximación marginal, pero suficiente, a la distribución potencial de la especie. En adelante y hasta 100, la predicción es progresivamente más ajustada y robusta.

El análisis de las posibles interferencias con las especies de anuros autóctonas se ha realizado mediante dos aproximaciones distintas. Por una parte se ha estimado el grado de solapamiento en el uso de los tipos de charcas utilizadas para reproducirse (posible causa de competencia interespecífica a nivel larvario) y por otra se ha estimado el grado de solapamiento de los adultos en las siguientes dimensiones del nicho ecológico: dieta, distribución a macroescala y uso de hábitat.

Para el análisis del solapamiento en el uso del tipo de charcas, éstas se han reducido a tres categorías, asignándoles un valor: efímeras (1), temporales (2) y permanentes (3), siguiendo la categorización propuesta por RICHTER-BOIX *et al.* (2006). Para ello se ha contado con una base de datos de 407 charcas de Catalunya en las que se conocía la composición específica de la comunidad batracológica, estimando la media y el error estándar de la distribución.

Para el análisis del solapamiento de la dieta, del uso del hábitat y de la distribución espacial a macroescala, se ha utilizado el índice de solapamiento de Pianka mediante la aplicación EcoSim 7,71 (GOTELLI & ENTSMINGER, 2006). Para el análisis del solapamiento trófico se han usado los contenidos gástricos de las 7 especies de anuros en simpatría procedentes del Parque Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (BEA *et al.*, 1994). Para el uso del hábitat se han considerado los siguientes ambientes: Masas boscosas, Cultivos, Marisma y prados inundables, Medio acuático y Medio halino, categorizando cada especie de 0 a 4 según su abundancia en cada ambiente (ver BEA *et al.*, *op. cit.*). Para analizar el solapamiento a macroescala se han utilizado las distribuciones específicas a UTM 10x10, usando la distribución conocida de *Discoglossus pictus* en Cataluña como referencia. Con los índices de solapamiento obtenidos para la dieta y el uso de hábitat se ha construido un diagrama de agregación UPGMA mediante la aplicación Statistica 6.0.

RESULTADOS

De un total de 570 observaciones procedentes de las bases de datos consultadas se han podido recuperar un total de 533 observaciones para el análisis de la expansión y 186 citas con cuadrículas UTM 1x1 válidas para el análisis de la distribución potencial.

En la figura 2 se muestra su distribución actual y la expansión de la especie desde 1960 hasta la actualidad. Hasta los años 80 su distribución se centraba en las comarcas del Alt y Baix Empordà y en el Pla de l'Estany, penetrando sólo levemente en el Gironès. En los años 90 coloniza ya las comarcas del Gironès y La Selva, alcanzando en la primera década de 2000 La Garrotxa hacia el oeste y la cuenca de La Tordera hacia el sur, por donde alcanza por primera vez la provincia de Barcelona.

Como se puede observar (figura 2), ha mantenido una expansión constante y paulatina desde su introducción, inicialmente hacia el sur y posteriormente también hacia el oeste. La expansión hacia el sur es mayor que hacia el interior, habiéndose estimado una tasa de dispersión global de 1,53 km/año ± 0,8 km (1,14 km/año ± 0,4 km hacia el oeste y 2,70 km/año ± 0,34 km hacia el sur). Para la realización de esta estima únicamente se han considerado las citas con fecha exacta conocida en Cataluña.

Así, desde el punto de introducción en Banyuls hace unos 100 años *Discoglossus pictus* se ha dispersado unos 140 km hacia el sur y unos 60 km hacia el interior (LLORENTE *et al.*, 2002). Actualmente, la distribución de *Discoglossus pictus* ocupa en España una superficie aproximada de 4200 km^2.

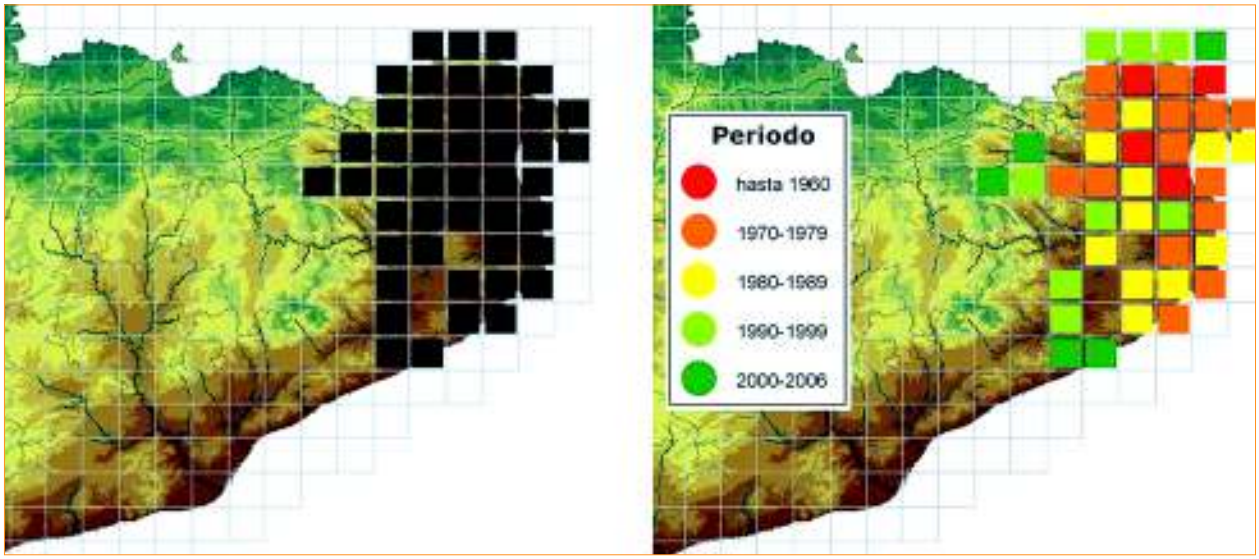


Figura 2. Distribución actual (izquierda) de *Discoglossus pictus* en Catalunya en retícula UTM 10x10 Km y progresión temporal del número de observaciones (derecha) por décadas desde 1960, realizada a partir de las citas con fecha conocida.

Figure 2. Actual UTM 10x10 km distribution (left) of *Discoglossus pictus* in Catalonia and temporal evolution of number of localizations (right) in decade intervals from 1960 using only well known time-data localizations.

El análisis de Máxima Entropía selecciona como variables más relevantes para la construcción del modelo las siguientes: altitud, pluviometría de los meses de febrero y octubre, radiación solar anual y del periodo abril-agosto, temperatura mínima del periodo marzo-mayo, temperatura media y máxima de los meses más fríos. En la figura 3a se consigna la distribución potencial obtenida mediante el modelo. Si añadimos los datos de la reciente introducción de la especie en el Delta del Llobregat (FRANCH *et al.*, 2007) vemos (figura 3b) que no se produce una substancial o significativa modificación del área potencial de distribución de la especie.

La fenología de las especies presentes en el nordeste ibérico se presenta en la figura 4. Como se observa, *Discoglossus pictus* puede solapar su periodo larvario con todas las especies presentes en su área de distribución. Sin embargo, si consideramos los resultados sobre el uso de las distintas tipologías de charcas por parte de los individuos larvarios de las especies de anuros presentes en el área potencial de distribución de *Discoglossus pictus* (figura 5), podemos observar que el sapillo pintojo mediterráneo utiliza preferentemente charcas temporales y/o secundariamente efímeras, solapándose mayoritariamente con *Rana temporaria, Bufo calamita* y *Pelodytes punctatus*.

3a. 3b.

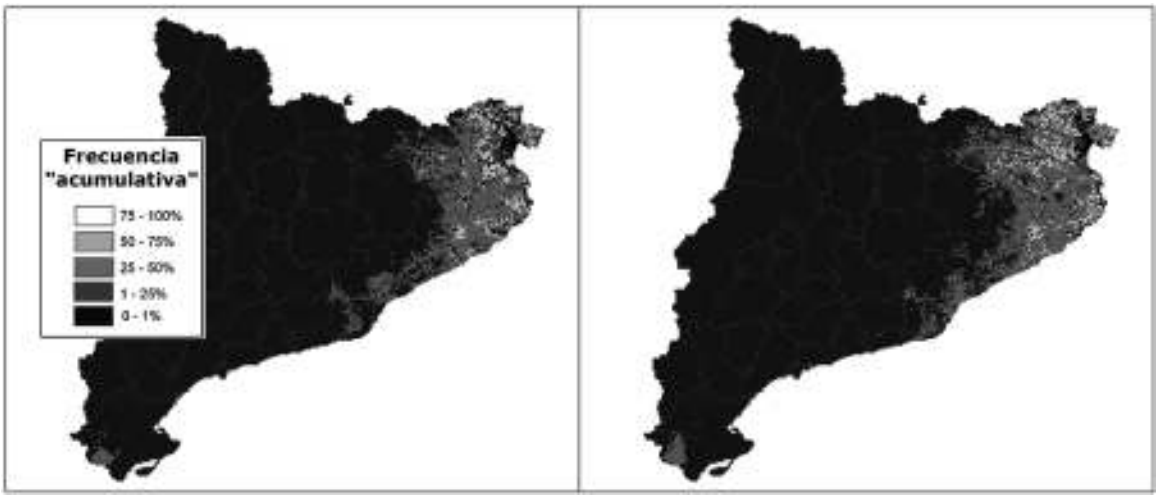


Figura 3. Distribución potencial de *Discoglossus pictus* en Cataluña estimada a partir de los datos de distribución UTM 1 x 1 km. Las zonas claras determinan las áreas de mayor probabilidad de expansión (**a**: Distribución potencial sin la cita del Delta del Llobregat. **b**: Distribución potencial con la cita del Delta del Llobregat.).

Figure 3. Potential distribution of *Discoglossus pictus* in Catalonia estimated from UTM 1 x 1 km data. Lightness areas belong to a higher expansion probability (**a**: Potential distribution without Delta del Llobregat observation. **b**: Potential distribution with Delta del Llobregat observation.).

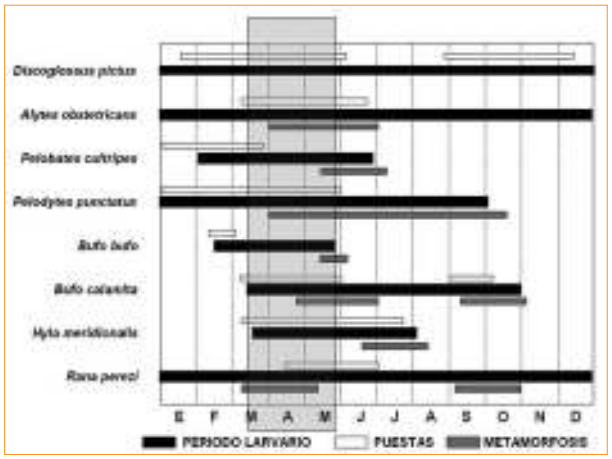


Figura 4. Fenología de las especies de anuros presentes en simpatría con *Discoglossus pictus*. La caja vertical indica el período en que podrían coincidir hipotéticamente todas las especies en fase larvaria.

Figure 4. Phenology of anurans species in sympatry with *Discoglossus pictus*. Grey vertical box shows the larval period of coincidence of all species.

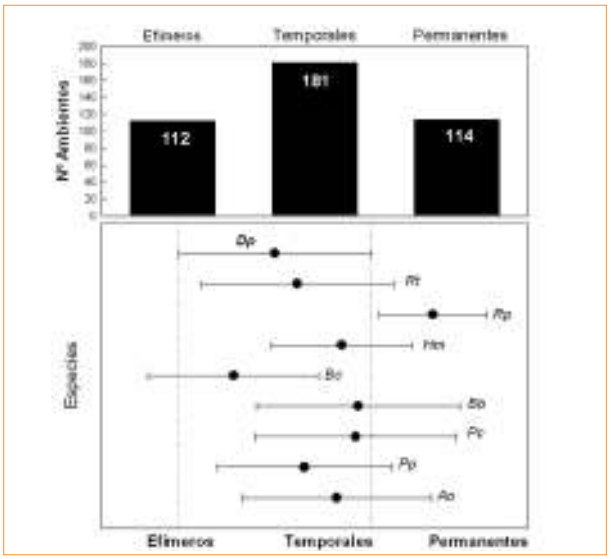


Figura 5. Número de charcas por tipología (gráfico superior) utilizadas para el cálculo de la tipología de hábitat acuático preferido (gráfico inferior). Media (círculo negro) y error estándar (barras horizontales) de las preferencias de tipología de charca para todas las especies de anuros presentes en Catalunya. Dp: *Discoglossus pictus;* Rt*: Rana temporaria;* Rp*: Pelophylax perezi;* Hm*: Hyla meridionalis;* Bc*: Bufo calamita;* Pc*: Pelobates cultripes;* Pp*: Pelodytes punctatus;* Ao*: Alytes obstetricans.*

Figure 5. Absolute frequency of pond categories (top graph) used in aquatic habitat preference estimation (bottom graph) for all species. Mean and standard error are represented.

En la tabla I se presenta la matriz de solapamientos de la distribución a macroescala (UTM 10x10 km). Los resultados indican (tabla I) que las tres especies que solapan más su área de distribución con *Discoglossus pictus* son: *Pelophylax perezi*, *Bufo bufo* e *Hyla meridionalis*.

En la tabla II se muestra la dieta de las especies comparadas y en la figura 6 se muestran los diagramas de agregación para la dieta y el hábitat. Como puede observarse, la dieta es semejante a la de *Bufo calamita*, consumiendo ambas especies moluscos, miriápodos, coleópteros, arácnidos e himenópteros. Por lo que respecta al hábitat ocupado, *Pelophylax perezi* y *Bufo calamita* son las especies más similares en cuanto a preferencias de uso de hábitat.

DISCUSIÓN

A pesar de que durante mucho tiempo se sugirió que las poblaciones catalanas y del sur de Francia correspondían al límite norte del

	Alytes obstetricans	***Bufo bufo***	***Bufo calamita***	***Hyla meridionalis***	***Pelobates cultripes***	***Pelodytes punctatus***	***Pelophylax perezi***	***Rana temporaria***
Discoglossus pictus	0,93	0,98	0,94	0,95	0,82	0,81	0,99	0,49

Tabla I. Índice de solapamiento de Pianka basado en la distribución UTM 10x10 km de *Discoglossus pictus* con las distintas especies de anuros presentes en su área.
Table I. Pianka Index overlap of distributions UTM 10x10 km between *Discoglossus pictus* and the anuran species present in its distribution range.

	DP	**PC**	**PP**	**BB**	**BC**	**HM**	**RP**
Lumbricimorfos	0,00	9,93	0,00	0,80	3,85	1,80	0,00
Basomatóforos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,77
Estilomatóforos	10,41	5,62	0,00	3,20	2,08	13,03	0,79
Araneidos	9,40	0,00	5,89	0,50	4,84	5,51	3,77
Opiliones	0,00	0,00	0,00	0,30	0,30	0,00	0,79
Anfípodos	3,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Isópodos	9,40	8,43	0,00	0,80	7,21	1,80	6,84
Quilópodos	3,13	2,81	0,00	1,60	4,35	3,71	0,00
Diplópodos	10,41	4,21	0,00	3,70	6,13	0,00	0,79
Odonatos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,49
Efemerópteros	1,01	0,00	5,89	0,00	0,00	0,00	0,00
Dictiópteros	0,00	0,00	0,00	0,80	1,28	0,00	0,00
Dermápteros	3,13	8,43	11,78	1,40	8,99	11,12	1,49
Ortópteros	0,00	1,40	0,00	0,50	0,30	0,00	2,28
Coleópteros	28,11	35,31	35,23	35,90	22,43	25,95	12,88
Coleópteros larvas	8,29	2,81	5,89	0,50	11,86	1,80	1,49
Dípteros	0,00	0,00	0,00	0,00	1,58	11,12	5,25
Dípteros larvas	0,00	0,00	0,00	0,30	1,58	0,00	1,49
Lepidópteros	0,00	1,40	0,00	0,00	0,00	9,32	1,49
Lepidópteros larvas	0,00	8,43	17,66	1,30	3,36	0,00	2,97
Homópteros	0,00	0,00	0,00	0,80	0,30	0,00	0,00
Heterópteros	5,26	4,21	11,78	0,80	0,30	7,41	3,96
Himenópteros no formícidos	8,29	7,00	5,90	0, 00	0,00	7,41	47,67
Himenópteros formícidos	0,00	0,00	0,00	46,80	19,50	0,00	0,00
Anuros0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,79

Tabla II. Dieta (frecuencia) de las especies de anuros presentes en simpatría en los Aiguamolls de l'Empordà (Bea *et al.*, 1994).
Table II. Diet (frequency) of anuran species from Aiguamolls de l'Empordà.

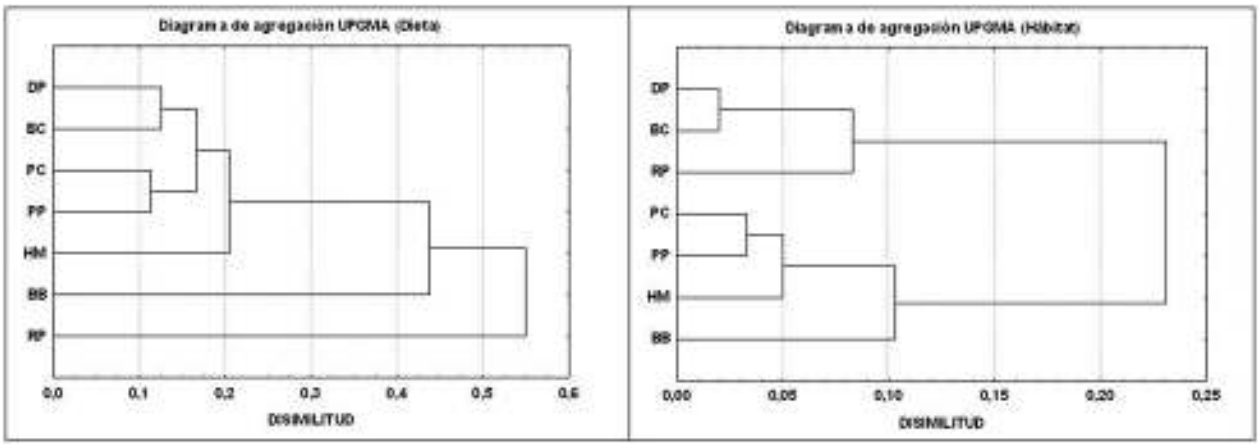


Figura 6. Diagramas de agregación UPGMA para la dieta (izquierda) y para el hábitat (derecha) para las siete especies de anuros simpátricas en el Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà.

Figure 6. Join diagram UPGMA for the diet (left) and habitat (right) for the seven species of anurans living in sympatry in the Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà.

entonces *D. pictus* ibérico (KNOEPFFLER, 1962; VIVES-BALMANYA, 1978 y MARTÍNEZ-RICA, 1983), estudios biogeográficos y moleculares recientes (BUSACK, 1986; GLAW & VENCES, 1991; GARCÍA-PARÍS & JOCKUSCH, 1999; LLORENTE *et al.*, 2002; FROMHAGE *et al.* 2003; MAURO *et al.* 2004; MARTÍNEZ-SOLANO, 2004; MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, 2004; REAL *et al.* 2005) corroboran el origen introducido de la población propuesto por WINTREBERT (1908). De hecho, parece ser que la introducción de *D. pictus* en Banyuls no ha sido un caso aislado. Según FRÉTEY *et al.* (2003) *Discoglossus pictus* fue introducido a finales del siglo XIX en Saint-Hilaire (Val-de-Marne), en Amboise (Indre-et-Loire), en el Indre y en el Jardin des Plantes en París, donde parece ser que es el único lugar en que sobrevive además de las poblaciones del Languedoc-Roussillon y del nordeste ibérico.

Como ya se ha comentado, la primera cita referenciada de la especie (1906) se localiza en Banyuls (Francia), ciudad muy próxima a la frontera española (WINTREBERT, 1908). No obstante, la excesiva distancia (51 años) entre la primera cita en territorio francés (1906) y la primera en territorio español (1957) sugieren que muy probablemente esta especie debió colonizar el nordeste ibérico bastantes años antes. La ausencia de observaciones en esta región peninsular es sin duda reflejo de la falta de estudios herpetológicos a nivel español entre los años 20 y 70, principalmente (MONTORI *et al.*, 1984). Además, su presencia en Perpignan en 1948, situado aproximadamente 35 km al norte de Banyuls (YAKOWLEFF, 1948), apoya esta hipótesis, ya que la frontera española se sitúa a tan sólo unos 6 km en línea recta de esta localidad y no existe ninguna razón de peso que dificulte o limite una expansión hacia el sur de esta especie de carácter mediterráneo.

En relación a la dispersión de la población desde su punto de introducción podremos suponer que en el año 1906, cuando fue detectada por primera vez, la especie ya había establecido poblaciones reproductoras y estables en la zona, en cuyo caso la introducción se debería haber producido unos años antes, como sugiere la localización de dos machos, una hembra y un juvenil en abril de 1906 (WINTREBERT, 1908).

La vía de penetración peninsular más lógica sigue la franja litoral por Portbou (figura 7.1.), como así lo atestigua la primera observación en la provincia de Girona (KNOEPFFLER, 1962). Sin embargo, la colonización del Alt Empordà debe haberse producido por diversos puntos de forma casi simultánea, ya que el Macizo de l'Albera posee en promedio una altitud insuficiente como para ser una barrera geográfica insalvable. Sin embargo, MARTENS & VEITH (1987) no tienen en cuenta esta última posibilidad y únicamente consideran la zona costera y el puerto de Le Perthus (290 m.s.m.) como las probables zonas de penetración hacia el sur (figura 7.1 y 7.2). En apoyo de la hipótesis de una colonización más continua norte-sur tenemos los datos de presencia de la especie en L'Albera publicados por KNOEPFFLER (1962). Este autor indica que *Discoglossus pictus* es abundante en Les Alberes hasta los 900 metros de altitud, aunque escasea a partir de los 600 y que en el bosque de La Massana, limítrofe con el Alt Empordà y con zonas de contacto con altitudes inferiores a los 600 metros, es abundante. Ante esta situación, es difícil aceptar que la colonización se produjo únicamente por dos vías, y parece más lógico aceptar una penetración por diversos puntos de forma casi simultánea (figura 7.1 y 7.2).

Figura 7. Distribución temporal de las citas de *Discoglossus pictus* 1x1 km indicando las probables vías de dispersión (ver discusión y figura 8). 1: Zona de entrada en la Península por la costa y L'Albera. 2: Coll del Pertús. 3: Cuenca de La Muga y Llobregat d'Empordà. 4: Entrada en la Garrotxa por el río Fluviá. 5: Posible expansión por el río Ter. 6: Colonización de la cuenca de La Tordera a partir del río Oñar. 7: Vía de expansión hacia el sur por la cuenca de La Tordera y El Mogent.

Figure 7. Temporal distribution of *Discoglossus pictus* observations. Map indicates the most probable dispersal ways.

Los datos referentes a la colonización en Cataluña estiman una tasa promedio de 1,53 km/año, mucho más intensa hacia el sur (2,70) que hacia el oeste (1,14). Estos resultados hay que asociarlos a una expansión de la especie en España (figura 2), e indican que ésta se ha producido de una forma progresiva y paulatina. Coinciden además estos resultados con los obtenidos para Francia (PASCAL *et al.*, 2003; FRADET &

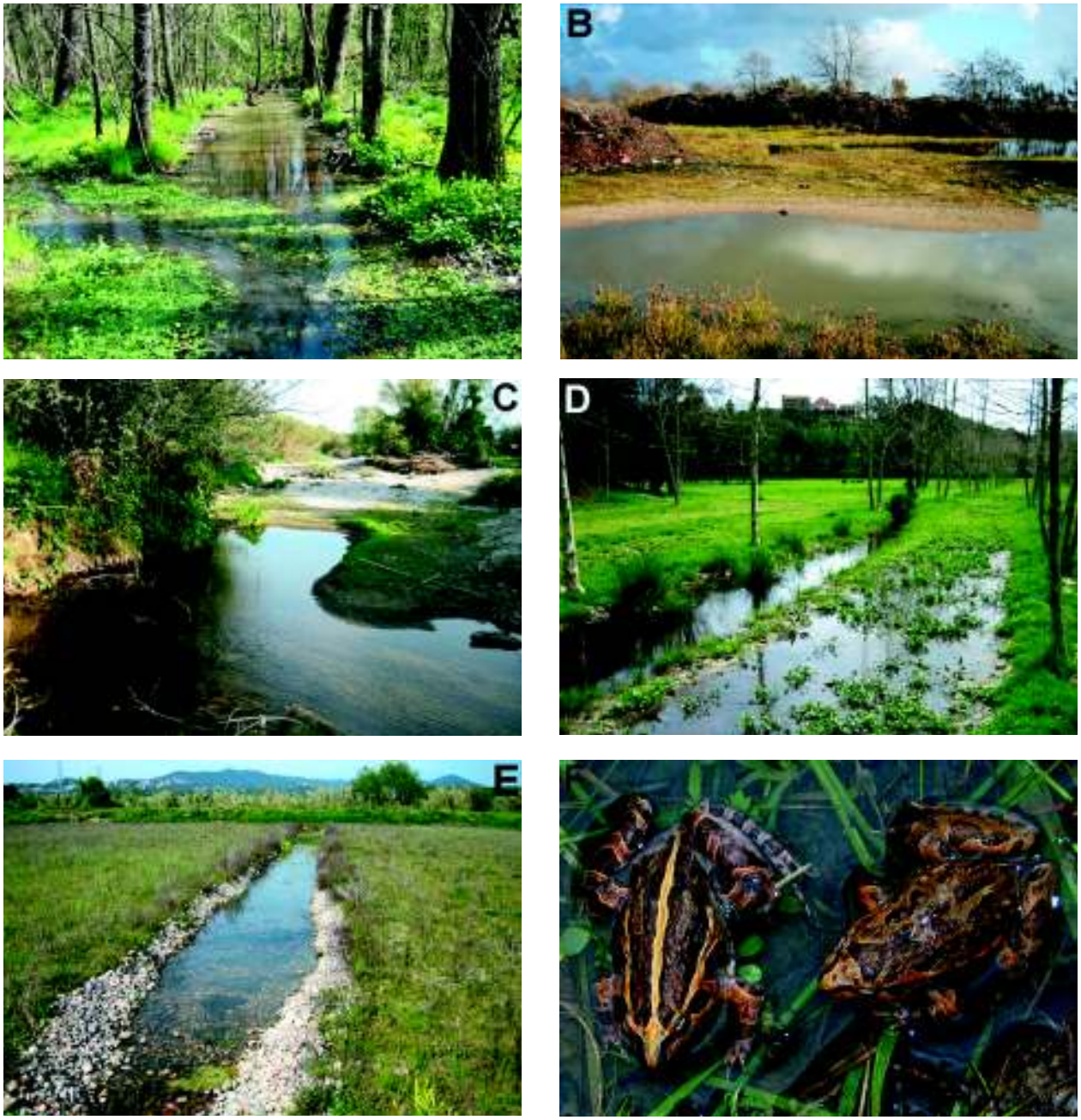


Figura 8. Hábitats ocupados por *Discoglossus pictus* (a, b, c, d y e) e imagen de los dos diseños más frecuentes en Cataluña (f). Fotos a-e: Javier Romera. Foto: Marc Franch.

Figure 8. Habitats occupied by *Discoglossus pictus* (a, b, c, d y e) and the two most frequent designs in Catalonia (f).

GENIEZ, 2004), en cuyo territorio el sapillo pintojo parece año tras año ocupar un territorio más amplio hacia el noreste. Actualmente su frente de expansión hacia el noreste se sitúa a unos 130 km de Banyuls, lo que supone una tasa de colonización similar a la obtenida para España. Esto puede justificarse por el hecho de que el sector norpirenaico oriental presenta una extrema mediterraneidad y por la escasez de relieve de dicha zona. En efecto, la provincia de Girona presenta un relieve mucho más irregular, que diversifica el clima y hace que las temperaturas medias de Girona sean inferiores a las de la zona litoral francesa (MARTÍN-VIDE, 1992). La tasa de expansión estimada para el territorio francés es de 1,3 km/año, superior a la calculada entre Banyuls y Perpignan (0,83 km/año), asumiendo que las fechas de localización fueron inicio y arribada de colonización con todo el error que ello comporta. Esto podría explicarse por el hecho de que la expansión en los pri-

meros años de la introducción podría ser mucho más lenta que la actual, como se ha observado en otras especies (WANG & WANG, 2006).

Varios son los factores que parecen estar relacionados con la colonización del territorio peninsular. En la figura 3 puede observarse la distribución potencial estimada para la especie en función de la presencia actual conocida. Esta distribución debe interpretarse como aquélla que incluye todas las zonas de características bióticas y abióticas similares a las que actualmente ocupa y, podría asumirse que, corresponde al área que potencialmente ocuparía la especie de continuar su expansión. El análisis de esta área potencial plantea dos escenarios de expansión muy diferenciados, uno hacia las comarcas interiores de Cataluña y otro hacia el sur siguiendo la franja litoral. El primer escenario, mucho más restrictivo, se caracteriza por una expansión lenta por cursos de agua y los fondos de valle, aprovechando su mayor mediterraneidad. Parece ser que la temperatura mínima de los meses de invierno y la altitud están limitando su expansión hacia las comarcas interiores. Así, por ejemplo, por la cuenca del río Muga (figura 7.3) el macizo de Les Salines-Besegoda parece estar limitando su expansión hacia el oeste-noroeste. Por otra parte, aunque recientemente ha colonizado la comarca de La Garrotxa (figura 7.4) a través de la cuenca del Fluvià, parece que su expansión por la comarca es mucho más lenta debido a las bajas temperaturas de la zona. Es probable que llegue a penetrar en el Osona, desde La Selva (figura 7.5), si consigue superar por la cuenca del Ter el cuello de botella climático que supone el paso entre Guilleries y Collsacabra.

El segundo escenario de expansión, hacia el sur, parece mucho más plausible y, tal como indican los mapas de distribución potencial, mucho más extenso. Hacia el sur recientemente ha colonizado la cuenca baja del río Tordera a través de la riera de Sta. Coloma (figura 7.6). Sin duda, alcanzará el curso medio de este río y probablemente pasará a la cuenca del Mogent en los próximos años (figura 7.6). El límite sur de expansión estimado actualmente a partir de los datos de presencia se sitúa actualmente en la comarca del Baix Llobregat y Garraf (figura 3). Sin embargo, hay que considerar que el modelo depende de los datos de presencia y que a medida que la especie se expanda, éste vaya modificando el área potencial de distribución. La adición de las citas de la reciente introducción de esta especie en el Delta del Llobregat (FRANCH *et al.*, 2007), no incrementa sustancialmente su potencial área de distribución hacia el sur, como cabría esperar en una especie mediterránea, aunque sí lo hace hacia el interior (figura 3b). Esto puede explicarse por el hecho de que estas observaciones se incluyen dentro del área potencial estimada ya para la especie, y a que el método de ajuste empleado incorpora sólo los valores de presencia y no las ausencias, ya que éstas no se conocen al tratarse de una especie en expansión. Cuando se determinen las ausencias reales y se incorporen en el modelo la distribución de la especie en sus poblaciones originales, y se acote qué factores ambientales determinan allí su distribución, se podrán definir con mayor exactitud los límites de su área óptima de distribución. La localización de la especie en una nueva área (Delta del Llobregat), alejada unos 60 km del frente sur de expansión hasta la fecha, es de gran interés ya que supone la aparición de un nuevo foco de expansión para la especie.

En Cataluña *Discoglossus pictus* se distribuye principalmente por zonas de baja altitud, de relieve moderado o bajo, desde el nivel del mar hasta los 500 m (LLORENTE *et al.*, 2002), aunque no se descarta su presencia a mayor altitud. En su área de distribución se registran unos valores de pluviosidad anual medios o altos (de 600 a 900 mm) y con temperaturas comprendidas entre los 14 y 15ºC (LLORENTE *et al.*, 1995, 1997). Ocupa biotopos claramente mediterráneos, localizándose tanto en marismas como en encinares, alcornocales, bosques de ribera, choperas y prados, especialmente si se inundan temporalmente. Fundamentalmente se distribuye por los pisos bioclimáticos termo y mesomediterráneos en ambientes seco subhúmedo, subhúmedo y húmedo, según la clasificación por el Índice de humedad de Thornthwaite (THORNTHWAITE & MATHER, 1955). Frecuentemente se localiza en las proximidades del agua (figura 8), en aguas efímeras, zonas inundadas, charcas y márgenes de cursos de agua, especialmente en las zonas de mayor aridez. Resiste muy bien el agua salobre (CAPULA, 2006), pudiéndose encontrar en la misma costa (LLORENTE *et al.*, 2002). A medida que la especie se va distribuyendo por hábitats más secos o fríos lo hace mucho más ligado a las masas y cursos de agua. Se observa claramente en la expansión hacia el interior y sur que ésta se realiza fundamentalmente por los cursos de agua (figura 7), de la misma forma que ocurre en Francia (FRADET & GENIEZ, 2004).

Actualmente *Discoglossus pictus* se encuentra en simpatría en Cataluña con *Alytes obstetricans, Pelobates cultripes, Pelodytes punctatus,*

Bufo bufo, Bufo calamita, Hyla meridionalis, Rana temporaria y Pelophylax perezi. El análisis del grado de solapamiento de las distribuciones globales en la zona ocupada por *Discoglossus pictus* indica que las especies con una distribución más similar son *Pelophylax perezi*, *Hyla meridionalis, Bufo bufo y Bufo calamita* (tabla I). Sin embargo, este solapamiento se produce a gran escala (10x10 km), y no es indicativo de un solapamiento real. Si observamos los resultados de afinidad en cuanto al uso del hábitat podemos ver que *Bufo calamita* conjuntamente con *Pelophylax perezi* son las especies con las que presenta la mayor afinidad, coincidiendo con los resultados obtenidos por VEITH & MARTENS (1987) y CHEYLAN *et al*. (1987). Sin embargo, si se analiza la situación a una escala menor, como es la tipología de las charcas utilizadas para la reproducción (figura 5), *Pelophylax perezi* utiliza fundamentalmente charcas permanentes, segregándose ampliamente de *Discoglossus pictus*, que utiliza preferentemente ambientes acuáticos temporales y efímeros. En la bibliografía existente se constata, coincidiendo con nuestros resultados, que *D. pictus* utiliza aguas más someras y zonas encharcadas más frecuentemente que *Pelophylax perezi* en estado adulto (GENIEZ & CHEYLAN, 1987; BEA *et al*., 1994; LLORENTE *et al*., 1995, 2002; CAPULA, 2006).

En relación a la dieta, nuestros datos indican que *Bufo calamita* y *Discoglossus pictus* presentan dietas similares. Estos resultados no coinciden totalmente con los aportados por VEITH & MARTENS (1987), quienes obtienen una semejanza de dietas mucho mayor entre *Discoglossus pictus* e *Hyla meridionalis*. Sin embargo, la excesiva simplificación en el número de categorías de presas usado por estos autores (7 frente a 25 en el presente estudio), así como la variabilidad en los recursos tróficos entre localidades, pueden ser la causa de las diferencias observadas entre estudios. La gran diversidad de presas encontrada en los contenidos de *D. pictus* (tabla II), ya señalada por otros autores (VEITH & MARTENS, 1987; MONTORI & FÈLIX, 1989), asociada a la diversidad de hábitats que puede ocupar (VEITH & MARTENS, 1987) puede minimizar los efectos de una posible competencia con las especies autóctonas y estaría justificando la rápida expansión que ha sufrido la especie en estos aproximadamente 100 años. Además, la presencia de presas acuáticas en los subadultos de *D. pictus*, señalada por otros autores (MONTORI & FÈLIX, 1989), indica el aprovechamiento de un recurso no utilizado por las otras especies de anuros en simpatría.

El análisis de estas tres dimensiones del nicho conjuntas nos lleva a concluir que *Bufo calamita* sería la especie con la que más competiría potencialmente en el estadio adulto, ya que ocuparían hábitats semejantes y presentarían un espectro trófico muy similar. Sin embargo, el periodo de actividad de ambas especies podría no solapar. Con las otras especies de anuros con las que se presenta en simpatría, no parece existir una competencia evidente. Además, como hemos visto (figura 4), las larvas de *Discoglossus pictus* se solapan temporal y espacialmente con las de *Bufo calamita* ocupando el mismo tipo ambiente acuático para reproducirse (figura 5). De la misma forma, puede producirse interferencia larvaria con *Pelodytes punctatus* y *Rana temporaria*, aunque con esta última especie el nivel de solapamiento espacial y temporal es mucho menor. En consecuencia, es necesario seguir estudiando los aspectos biológicos y ecológicos básicos de la especie, y aquellas especies con las que interacciona, para poder determinar los posibles efectos negativos ejercidos, y el desequilibrio que pueda generar sobre el conjunto de la comunidad, para valorar el impacto de una especie no nativa sobre nuestra fauna.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Albert Ruhí, Javier Romera, Dani Burgàs, al Ateneu Naturalístic de Girona, al Parc Natural de la Zona Volcànica de La Garrotxa y al Observatori de La Tordera su colaboración en el estudio aportando nuevas observaciones. A Xavier Romera la cesión de las fotografías de ambientes del presente trabajo.

REFERENCIAS

ACEMAV coll., DUGUET, R. & MELKI, F., eds. 2003 Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. Collection Parthénope. Editions Biotope, Mèze (France) 480 pp.

ARANO, B., LLORENTE, G.A., GARCIA-PARIS, M. & HERRERO, P. 1995. Species translocation menaces Iberian waterfrogs. *Biol. Conserv.* 9 (1): 196-198.

BARBADILLO, L.J., LACOMBA, J.I., PÉREZ-MELLADO, V., SANCHO, V. & LÓPEZ-JURADO, L.F. 1999. *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial GeoPlaneta, Barcelona.

BEA, A., MONTORI, A. & PASCUAL, X. 1994. Herpetofauna dels Aiguamolls de l'Empordà. En: Els sitemes naturals dels Aiguamolls de l'Empordà. *Treballs Ins. Cat. Hist. Nat.*, 13: 359-407.

BEARD, K.H. & O'NEILL, E.M. 2005. Infection of an invasive frog *Eleutherodactylus coqui* by the chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in Hawaii. *Biological Conservation*, 126: 591–595.

BEARD, K.H. & WILLIAM C. P. 2005 Potential consequences of the coqui frog invasion in Hawaii. *Diversity and Distributions*, (*Diversity Distrib.*) 11: 427–433.

BUSACK, S. D. 1986. Biochemical and morphological differentiation in Spanish and Moroccan populations of Discoglossus and the description of a new species from southern Spain (Amphibia, Anura, Discoglossidae. *Annals Carnegie Museum*, 55: 41-61.

BUTTERFIELD, B.P., MESHAKA, W.E. & GUYER, C. 1997. Nonindigenous amphibians and reptiles, pp. 123-138, In: Simberloff, D., Schmitz, D.C. & Brown, T.C. (eds.). *Strangers in paradise: Impact and management of nonindigenous species in Florida*. Island Press, Washington.

CADI, A., DELMAS, V., PRÉVOT-JULLIARD, A.C., JOLY, P., PIEAU, C. & GIRONDOT, M. 2004. Successful reproduction of the introduced slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) in the South of France. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14 (3): 237-246.

CAPULA, M. 2006. *Discoglossus pictus*. In: *Atlante degli Anfibi e Rettili d'Italia.* Sindaco, R.; Doria, G.; Razzetti, E. & Bernini (Eds.). Societas herpetologica Italica. Edizioni Polistampa. Firenze: 284-286.

CASANOVAS, R. 1998. Campaña sobre la tortuga de Florida en Catalunya. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp*, 9: 50-51.

CHEYLAN, M., GENIEZ P. & CAMBRONY M., 1987. Le Discoglosse peint *Discoglossus pictus*. Pp 26-27, In : *Atlas de distribution des Reptiles et Amphibiens du Languedoc-Roussillon (1° Édition)* (P. Geniez & M. Cheylan, coordination et réalisation). Laboratoire de Biogéographie et Écologie des Vertébrés (EPHE), Groupe de Recherche et d'Information sur les Vertébrés, Montpellier, F: 114 pp.

DEVINE, R. 1998. *Alien Invasions*. Nat. Geog. Soc., Washington.

DODD, C.K. & SEIGEL, R.A. 1991. Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: Are they conservation strategies that work? *Herpetol.*, 47: 336-350.

DUGUY, R. & KNOEPFFLER, L.Ph. 1958. Reptiles et batraciens des environs de Banyuls. *Vie et Milieu*, 9(1): 129-131.

ELTON, C.S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen & Co, Londres.

FRADET, V. & GENIEZ, Ph. 2004. La répartition du Discoglosse peint *Discoglossus pictus* Otth, 1837 (Amphibien, Anoure, Discoglossidés) dans le Sud de la France: note sur sa présence dans le département de l'Hérault. *Bulletin de la Société herpétologique de France*, 109: 35-41.

FRANCH, M., LLORENTE, G.A. MONTORI, A. RICHTER-BOIX, A & CARRANZA, S. 2007. New *Discoglossus pictus* Population out of their distribution range: new introduction event? En prensa.

FRETEY, T., LESCURE, J. & LORVELEC, O. 2003. Le Discoglosse peint: *Discoglossus pictus* Otth, 1837. In: Pascal M., Lorvelec O., Vigne J.-D., Keith P. & Clergeau P. (coordinnateurs), 2003. *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France: invasions et disparitions*. Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle. Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages), Paris, France, 381 pages.

FROMHAGE, L., VENCES, M. & VEITH, M. 2004. Testing alternative vicariance scenarios in Western Mediterranean discoglossid frogs. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 31 (1): 308-322.

GALÁN, P. 1999. *Conservación de la Herpetofauna Gallega. Universidade da Coruña, Serv. Public.* A Coruña.

GARCÍA-PARÍS, M. & JOCKUSCH, E.L. 1999. A mitochondrial DNA perspective on the evolution of Iberian *Discoglossus* (Amphibia: Anura). *J. Zool (*Lon.*)*, 248: 209-218.

GARCÍA-PARÍS, M., MONTORI, A. & HERRERO, P. 2004. *Amphibia. Lissamphibia*. In: *Fauna Ibérica,* vol 24. Ramos M.A. et al. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 640 pp.

GENIEZ, P. & CHEYLAN, M. 1987. *Atlas de distribution des Reptiles et des Amphibiens du Languedoc-Roussillon*. Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, Montpellier.

GENIEZ, P. & CHEYLAN, M. 2005. *Reptiles & Batraciens de France*. Educagri éditions.

GLAW, F. & VENCES, M. 1991. Bioacoustic differentiation in Painted frogs (*Discoglossus*). *Amphibia-Reptilia*, 12: 385-394.

GÓMEZ DE BERRAZUETA, J.M. & PÉREZ-BOTÉ, J.L. 2000. Foreing herpetofauna in iberian peninsula and islands. *I Simpòsio sobre Espècies Exòticas. Introduçoes, Causas e Consequências*. Lisboa (comunicación no publicada).

GOTELLI, N.J. & G.L. ENTSMINGER. 2006. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. http://garyentsminger.com/ecosim.htm.

IUCN 2000. *IUCN guidelines for the Prevention of Bioodiversity Loss caused by Alien Invasive Species*. http://iucn.org./themes/ssc/pubs/policy/invasivesEng.htm.

KNOEPFFLER, L.P. 1962. Contribution à l'étude du genre *Discoglossus* (Amphibiens, Anoures). *Vie Milieu* 13: 1-94.

KOLAR, C.S. & LODGE, D.M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends Ecol. Evol.*, 16 (4): 199-204.

KRAUS, F., CAMPBELL, E.W., ALLISON, A. & PRATT, T. 1999. *Eleutherodactylus* frog introductions to Hawaii. *Herpetological Review*, 30: 21–25.

LANZA B., 1989. *Discoglossus pictus* (Otth, 1837). Discoglosse peint. Pp 62-63, In: *Atlas de répartition des Amphibiens et Reptiles de France* (J. Castanet & R. Guyétant, coordonnateurs). Société Herpétologique de France, Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris (Secrétariat de la Fauneet de la Flore), Ministère de l'Environnement (Direction de la Protection de la Nature, Secrétariat d'État chargé de l'Environnement), Paris.

LANZA B., NASCETTI G., CAPULA, M. & BULLINI, L., 1986. Les Discoglosses de la région méditerranéenne occidentale (Amphibia; Anura; Discoglossidae). *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 40: 16-27.

LEBLOIS, R., ROUSSET, F., TIKEL, D., MORITZ, C. & ESTOUP, A. 2000. Absence of evidence for isolation by distance in an expanding cane toad (*Bufo marinus*) population: an individual-based analysis of microsatellite genotypes. *Molecular Ecology*, 9: 1905–1909.

LLORENTE, G. A., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, M. A. 1995. *Atlas de distribució dels Anfibis y Rèptils de Catalunya y Andorra*. El Grau, Figueres. 192 pp.

LLORENTE, G. A., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, M. A. 1997. *Discoglossus pictus*. In: *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal* (Pleguezuelos, J.M. ed.). Monografías de Herpetologia – Asociación Herpetológica Española. 3: 137-139.

LLORENTE, G. A., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, M. A. 2002. *Discoglossus pictus*. In: *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España* (Pleguezuelos, J.M.; Márquez, R. y Lizana, M. eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, 91-93.

MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONDSDALE, W.M., EVANS, H., CLOUT, M. & BAZZAZ, F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. Ecol. *Appl.,* 10 (3): 689-710.

MANCHESTER, S.J. & BULLOCK, J.M. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *J. App. Ecol.*, 37: 845-864.

MARTENS, H. & VEITH, M., 1987. Considerations on origin and chorology of *Discoglossus pictus Otth*, 1837 in the eastern Pyrenees. In: Van Gelder, J.J., Strijbosch, H., Bergers, P.J.M. (Eds.), *Proceedings of the 4th Ord. Gen. Meeting S.E.H. in Nijmegen* 1987, Faculty of Science, Nijmegen, pp. 267–269.

MARTÍN-VIDE, J. 1992. *El Clima*. In: Giralt, J. (Ed.) Geografia General dels Països Catalans. Volumen 1: El Clima i el Relleu. Edicions Enciclopèdia Catalana. Barcelona. 1-110.

MARTÍNEZ-RICA, J.P. 1983. Atlas herpetológico del Pirineo. *Munibe*, 35: 51-80.

MARTÍNEZ-SILVESTRE, A. & CERRADELO, S. 2000. Galápagos de Florida, un problema ecológico y social. *Quercus*, 169: 16-19.

MARTÍNEZ-SILVESTRE, A., SOLER, J., GÓRRIZ, A. & MUNDÓ, P. 2005. Anàlisi de les tortugues invasives de l'àrea natural del Foix-Garraf. *IV Trobada d'estudiosos del Garraf*. Diputació de Barcelona. 89-91.

MARTÍNEZ-SOLANO, I. 2004. Phylogeography of Iberian *Discoglossus* (Anura: Discoglossidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 42 (4): 298-305.

MARTÍNEZ-SOLANO, I., GONÇALVES, H. A., ARNTZEN, J. W. & GARCÍA-PARÍS, M. 2004. Phylogenetic relationships and biogeography of midwife toads (Discoglossidae: *Alytes*). *Journal of Biogeography*, 31: 603-618.

MATEO, J.A. 1997. Las especies introducidas en la Península Ibérica, Baleares, Canarias, Madeira y Azores, pp. 465-475, In: J.M. Pleguezuelos (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Vol. 3. *Monografías de Herpetología*. Granada.

MAURO, D., GARCIA-PARIS, M. & ZARDOYA, R. 2004. Phylogenetic relationships of discoglossid frogs (Amphibia: Anura: Discoglossidae) based on complete mitochondrial genomes and nuclear genes. *Gene*, 343: 357-366.

MERTENS, R. & MÜLLER, I. 1940. Die Amphibien und Reptilien Europas. Zweite Liste, nach dem Stand vom 1. *Abhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft*, Band, 451: 1-56.

MERTENS, R. & WERMUTH, H. 1960. *Die Amphibien und Reptilien Europas*. Waldemar Kramer. Frankfurt. 264 pp.

MONTORI, A., MALUQUER-MARGALEF, J. & PASCUAL, X. 1985. Síntesi històrica dels estudis herpetològics als Països Catalans. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 50: 173-185.

MONTORI, A. & FÉLIX, J. 1989. Ecología trófica del sapillo pintojo, Discoglossus pictus en el nordeste ibérico. Treballs de la Societat Catalana d'Ictiologia i Herpetologia, 2: 147-166.

OLIVER, J.A. & SHAW, C.E. 1953. The amphibians and reptiles of the Hawaiian Islands. Zoologica, 38: 65-95.

PASCAL M., LORVELEC O., VIGNE J.-D., KEITH P. & CLERGEAU, P. (coord.), 2003. *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de rance: invasions et disparitions.* Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle. Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages), Paris, France. 381 pages.

PHILLIPS, S.J., ANDERSON, R.P. & SCHAPIRE, R.E. 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231–259.

PLEGUEZUELOS J.M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (eds.). 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Asociación Herpetológica Española, Madrid, 584 pp.

REAL, R., MÁRCIA, A., MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARÍS, M. 2005. Distinguishing the distributions of two cryptic frogs (Anura: Discoglossidae) using molecular data and environmental modeling. *Canadian Journal of Zoology*, 83: 536-545.

RICHTER-BOIX, A., LLORENTE, G.A. & MONTORI, A. 2006. A comparative analysis of the adaptive developmental plasticity hypothesis in six Mediterranean anuran species along a pond permanency gradient. *Evolutionary Ecology Research*, 8: 1139–1154.

RODRÍGUEZ J.A. & M.J. LINARES, 2001. Rana Toro y Sapo Marino: La Amenaza que Viene, los Controles Aduaneros que se Realizan en Canarias son Insuficientes. Medio Ambiente CANARIAS. Revista de la Conserjería de Política Territorial y Medio Ambiente, Gobierno de Canarias, Nº_21.

SALVADOR, A. & GARCÍA-PARÍS, M. 2001. *Anfibios Españoles. Identificación, historia natural y distribución*. Canseco Editores, Talavera de la Reina.

SAX, D.F. & BROWN, J.H. 2000. The paradox of invasion. *Glob. Ecol. Biogeog.*, 9: 363-371.

STONE, L. & ROBERTS, A. 1990. The checkerboard score and species distribution. *Oecologia*, 85: 74-79.

THORNTHWAITE, C.W. & MATHER, J.R. 1955. *The water balance*. Publication in Climatology, New Jersey: Drexel Inst. of Techonology, 104 p.

VEITH, M. & MARTENS, H. 1987. What's the part of Discoglossus pictus? analysis of an ecological niche in a frog comunity. pp 433-436 In: *Proceedings of the 4th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica.* (J.J. van Gelder, H. Strijbosch & P.J.M. Bergers editors), Nijmegen, Netherland.

VIVES-BALMANYA, M.V. 1978. Sobre algunas especie poco comunes del NE ibérico. *Publicaciones del Departamento de Zoología,* 3: 65-72.

WANG, R. & WANG, Z.Y. 2006. Invasion dynamics and potential spread of the invasive alien plant species *Ageratina adenophora* (Asteraceae) in China. *Diversity and Distributions*, 12: 397–408.

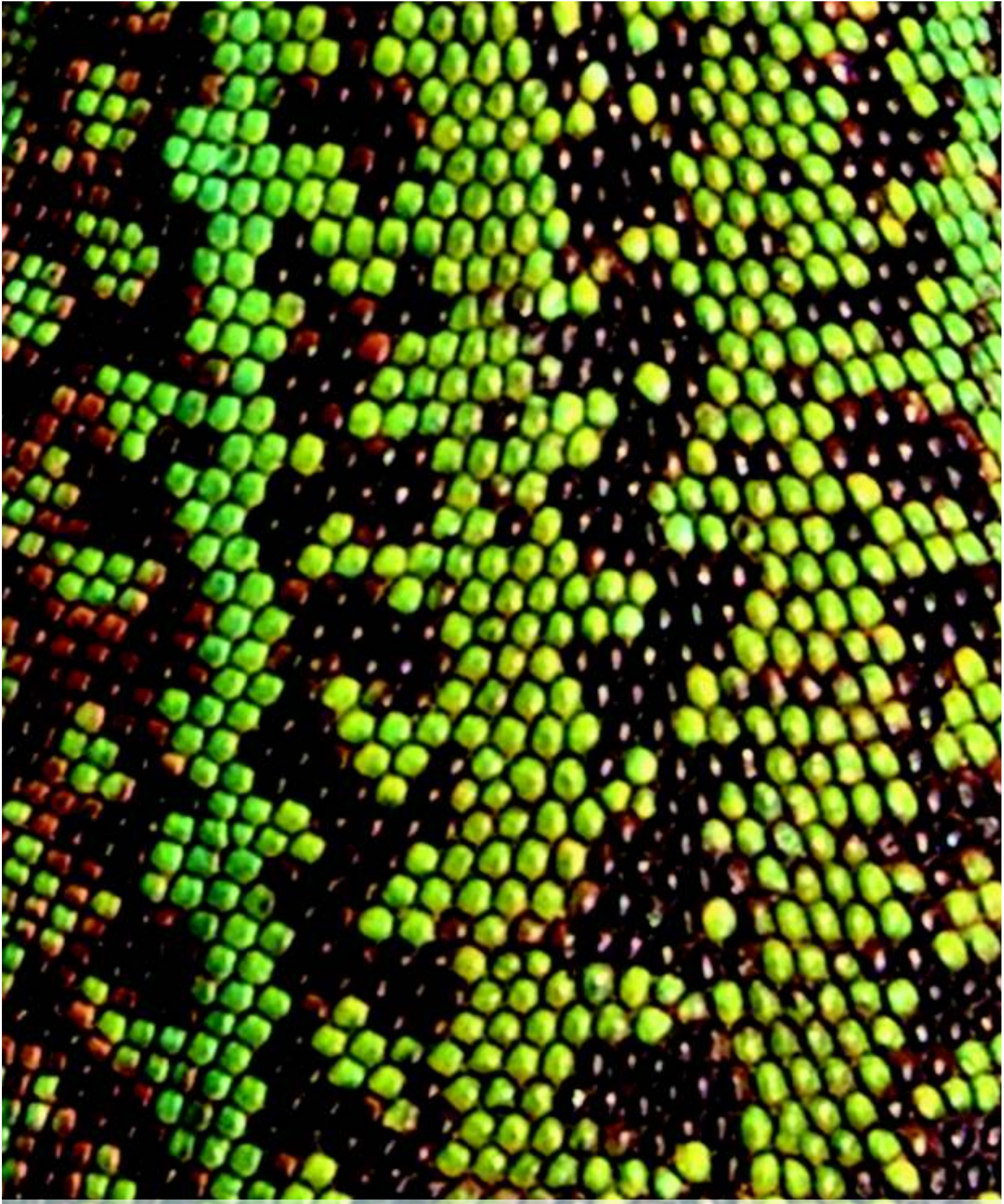
WALDMAN, B. & MCKINNON, JS. 1993 Inbreeding and outbreeding in fishes, amphibians and reptiles. In: *The Natural History of Inbreeding and Outbreeding: Theoretical and Empirical Perspectives* (ed. Thornhill NW), pp. 251–282. University of Chicago press, Chicago.

WEBB, D.A. 1985. What are the criteria for presuming native status? *Watsonia*, 15: 231-236.

WINTREBERT, P. 1908. Quinzième Assemblée Générale Annuelle, Scéance du 25 février 1908. Intervention de M. Wintrebert sur la présence à Banyuls-sur-Mer (Pyénées Orientales) du *Discoglossus pictus* Otth. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 33: 54.

YAKOWLEFF, O. 1948. Sur la présence de Discoglossus pictus à Perpignan (Pyrénées-Orientales). *La Feuille des naturalistes*, 3 (6-7): 81.

ZANGARI, F., CIMMARUTA, R. & NASCETTI, G. 2006. Genetic relationships of the eastern Mediterranean painted frogs based on allozymes and mitochondrial markers: evolutionary and taxonomic inferences (Amphibia, Anura, Discoglossidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 87: 515–536.



Efectos de la introducción de especies exóticas sobre los anfibios de Castilla y León

Abel Bermejo-García

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria) | nº 25 | 28-33 | DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN | 2007 | D.L. SS-1108/07

Efectos de la introducción de especies exóticas sobre los anfibios de Castilla y León

Effects of exotic species introductions on the amphibians of Castilla y León

Abel Bermejo-García
C/Cortes de Toro, nº 11, 2B. 48900 Toro (Zamora). España
herpeto31@hotmail.com, gallipato@herpetologica.com

La introducción de especies exóticas es una de las numerosas causas constatadas de alteración de las poblaciones naturales de anfibios. Los peces y crustáceos exóticos introducidos en humedales y depósitos artificiales de agua (fuentes, estanques), que son sistemas cerrados y generalmente de pequeñas dimensiones, constituyen una grave amenaza, tanto para la fase larvaria como adulta de algunas especies. La competencia ejercida por la fauna invasora empieza a ser documentada en numerosas áreas de la península Ibérica (Galán, 1997; Lizana & Barbadillo, 1997; Rivera & Sáez, 2003; Bermejo-García, 2003, 2004, 2006a; Rebelo *et al.*, 2002; Cruz & Rebelo, 2005; Cruz *et al.*, 2006).

En la presente nota se abordan los efectos producidos por ciertas especies alóctonas de peces y por cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) en las poblaciones de anfibios de cuatro provincias de Castilla y León (Zamora, Salamanca, Valladolid y León) (figura 1), cuya batracofauna está compuesta por 8 urodelos y 14 anuros (Barbadillo, 1999; Salvador & García-París, 2001; Velasco *et al.*, 2005).

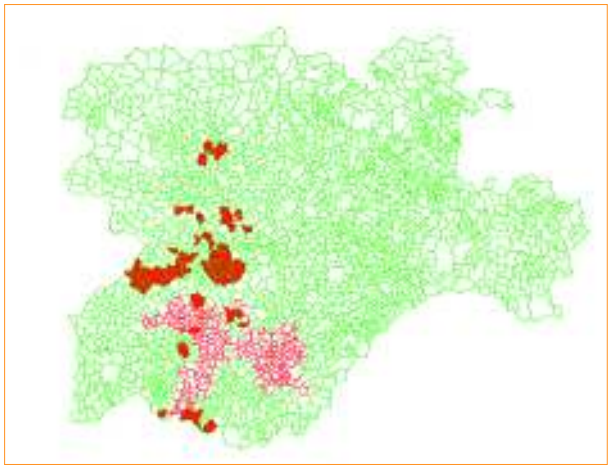


Figura 1. Zonas de estudio en Castilla y León. En rojo, las áreas prospectadas.
Figure 1. Study area in the Community of Castilla y León. In red, the prospected areas.

Observaciones antiguas ya detectaron los efectos destructivos de peces invasores sobre las poblaciones locales de anfibios anuros. Tal el caso de la introducción en 1986 de pez gato (*Ameiurus melas*) en una laguna de Manganeses de la Lampreana (Zamora) (Velasco *et al.*, 2005), que produjo la desaparición de sus poblaciones de sapillo moteado común (*Pelodytes punctatus*) y sapillo pintojo (*Discoglossus galganoi*).

En 2002 se iniciaron los muestreos de urodelos en charcas, fuentes y pilones, ante la observación repetida de agresiones de *P. clarkii* a las colas y extremidades de los adultos de gallipato (*Pleurodeles waltl*). Los enclaves fueron visitados hasta 2006 con periodicidad mensual. El control de los anfibios afectados se realizó mediante marcaje por amputación de falanges. El muestreo principal se llevó a cabo en la provincia de Zamora, para la que se aportan censos de individuos atacados. En el resto de provincias se recogen observaciones puntuales y se recopilan, en general, los efectos observados por la interacción entre la fauna local y las especies introducidas. Se contó con las observaciones de Pablo García para los enclaves de Salamanca.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Zamora

El seguimiento durante los últimos cuatro años se ha centrado en poblaciones afectadas por la introducción de *P .clarkii*, localizadas en el SE y SW de la provincia. El porcentaje de individuos afectados en las tres especies de urodelos muestreados en el conjunto de localidades fue alto en todos los casos, especialmente en *Triturus marmoratus*. El 79.4 % de ejemplares (n = 68, de cinco localidades) presentaba algún tipo de afección, en todos los casos producida por *P. clarkii*. El 68.7 % de los individuos de *Pleurodeles waltl* (n = 265), censados en 10 localidades, presentaba afecciones, esta vez originadas por el cangrejo o

ciertos peces igualmente introducidos (*Lepomis gibbosus, Gambusia holbrooki y Cyprinus carpio*). La especie menos afectada fue *Lissotriton boscai*, con el 60.8 % de individuos atacados (n = 222, de siete localidades) por *P. clarkii y G. holbrooki* (tabla I). En alguna localidad, el 100 % de los individuos censados de las dos primeras especies había sido atacado.

Salamanca

La prospección de la región oriental de Salamanca ha servido para poner en antecedentes las causas de regresión en numerosos enclaves de la provincia, generalmente derivadas de la presencia de especies invasoras en los humedales, aunque en un caso pudo comprobarse la extinción de una población de *L. boscai* por recolecciones de terrariófilos.

Especie	Población UTM	Nº anfibios censados	Especies invasoras	Nº anfibios afectados
P. waltl	El Madera 30T TL87	24	*P. clarkii*	14
	Arguijillo 30T TL87	13	*P. clarkii*	5
	Piñero 30T TL88	26	*P. clarkii*	12
	Venablo 30T TL88	9	*P. clarkii* *L. gibbosus*	9
	Villabuena del Puente 30T TL99	18	*P. clarkii* *G. holbrooki*	12
	Bamba 30T TL89	45	*P. clarkii* *C.carpio*	34
	Matilla la Seca 30TTM90	23	*P .clarkii*	17
	Toro 30T UL09	12	*P .clarkii*	8
	Cubo del Vino 30T TL77	28	*P .clarkii*	23
	Valdefinjas 30T TL99	67	*P. clarkii*	48
T. marmoratus	Cibanal 30T QF27	12	*P. clarkii*	9
	Muga de Sayago 30T QF38	9	*P. clarkii*	9
	Villamor de Cadozos 30T QF47	23	*P. clarkii*	21
	Roelos 30T QF37	18	*P. clarkii*	9
	Valdefinjas 30T TL99	6	*P. clarkii*	6
L. boscai	Mayalde 30T TL66	15	*P. clarkii*	12
	Escuadro 29T QF57	9	*P. clarkii*	7
	Escuadro 29T QF47	33	*P. clarkii*	12
	Carbellino 30T QF36	32	*G. holbrooki*	22
	Roelos 30T QF37	44	*P. clarkii*	32
	Muga de Sayago 30T QF38	66	*P. clarkii* *G. holbrooki*	41
	Cibanal 30T QF27	23	*G. holbrooki*	9

Tabla I. Poblaciones y número de anfibios censados en Zamora.
Table I. Populations and number of recorded amphibians in Zamora province.

Población UTM	Especies de anfibios	Especies invasoras	Efecto de introducción
Villoría 30T UL03	***P. waltl*** ***H. arborea*** ***P. cultripes*** ***P.perezi***	*P. clarkii* *G. lozanoi*	Reducción del numero de poblaciones
Casas del Conde 29T AE58	***L. boscai*** ***T. marmoratus*** ***B. bufo*** ***P. perezi***	*L. gibbosus*	Desaparición de las especies por introducción de un solo ejemplar
Casafranca 30T TL45	***L. boscai*** ***S. salamandra*** ***P. perezi***	*G. holbrooki*	Sin reproducción
Ledesma 29T QE45	***P. cultripes*** ***P. perezi***	*P. clarkii*	Lesiones en larvas
Gomecello 30T TL83	***P. perezi***	*P. clarkii* *G. holbrooki*	Solamente una especie sobrevive
Fresno Alhándiga 30T TL71	***P. perezi***	*G. holbrooki* *P. clarkii*	Desaparece el 70% de la población
Alba de Yeltes 30T TL20	***L. boscai***	*P. clarkii* *G. holbrooki*	Se reduce la población
La Maya 30T TL80	***P. perezi***	*P. clarkii* *G. holbrooki*	Sin reproducción
Pelayos 30T TL80	***?***	*P. clarkii* *G. holbrooki*	No se observan anfibios
Zarza de Granadilla (Cáceres) 29T QE45	***P. perezi***	*P. clarkii*	Sólo sobrevive un ejemplar de rana
Riomalo de Abajo (Cáceres) 29T QE57	***P. perezi***	*M. salmoides*	Observación de ataque
Sierra de Gata (Cáceres) 30T TK66	***L. boscai***	*P. clarkii* *C. auratus*	Desaparece por efecto combinado de la terrariofília

Tabla II. Efecto de las introducciones en poblaciones de anfibios de Salamanca y Cáceres.
Table II. Effect of introduced species in amphibian populations of Salamanca and Cáceres provinces.

Población UTM	Especies de anfibios	Especies invasoras	Efecto de introducción
Tiedra (Valladolid) 30T UM02	***P. waltl***	*C. auratus*	75% de larvas agredidas
Pobladura de Sotiedra (Valladolid) 30T UM01	***T. marmoratus***	*L. gibbosus*	Sin reproducción
La Bañeza (León) 30T TM58	***P. waltl*** ***T. marmoratus*** ***D. galganoi***	*P. clarkii*	Graves agresiones en adultos, juveniles y larvas
Santa María del Páramo (León) 30T TM79	***T. marmoratus*** ***B.bufo***	*P. clarkii*	Sin reproducción

Tabla III. Efecto de las introducciones en poblaciones de anfibios de Valladolid y León.
Table III. Effect of introduced species in amphibian populations of Valladolid and León provinces.

Además de las especies introducidas en Zamora, en Salamanca se ha detectado la presencia de otros peces, como *Gobio lozanoi, Micropterus salmoides y Carassius auratus* (tabla II), en charcas, pilones y lagunas de nueva creación. Las introducciones son, en general, producidas por los aficionados a la pesca deportiva y la acuariofilia.

Valladolid y León

En ambas provincias la intensidad de los muestreos ha sido menor, con respecto a las anteriores. En dos manantiales de la zona SW de Valladolid los taxones introducidos fueron peces, que afectaron a la reproducción de *T. marmoratus* o incidieron en el ciclo larvario de *P. waltl*, produciendo una severa agresión en las larvas (tabla III). En los dos casos las poblaciones de tritones se encuentran aisladas.

En la región SE de León se ha seguido las poblaciones de anfibios en dos lagunas de reciente creación por extracción de áridos, en las que se había introducido *P. clarkii*. Hasta seis especies de anfibios colonizaron rápidamente las lagunas, pero las poblaciones han sido prácticamente desplazadas por la acción del cangrejo. Los anfibios se ven obligados a reproducirse en otras lagunas, también densamente pobladas por el depredador.

Observaciones puntuales realizadas durante el período de estudio ilustran el alcance de los efectos que la introducción de especies exóticas en medios muy limitados producen sobre las poblaciones locales de anfibios. La depredación directa en biotopos artificiales, de reducido tamaño, puede ser evidente, pero sus efectos no menos importantes que si se produjeran en medios naturales, porque los abrevaderos, fuentes y pilones resultan cada vez más importantes para la supervivencia de las poblaciones locales. Al respecto, se comprobó la desaparición de tres especies de anfibios en un pilón de Casas del Conde (Salamanca), por la acción de un solo pez sol introducido en el mismo (P. García, com. pers.). O la de una población de *Triturus marmoratus* en el arroyo Adalia (Toro, Zamora) por la acción de cinco carpas comunes.

Pero la introducción de cangrejos y peces en medios naturales puede resultar un incentivo para que ciertos depredadores de fauna acuática acaben con las poblaciones reproductoras de anfibios, como podría interpretarse la desaparición de todas las puestas de *Bufo calamita* por la acción de una cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) en una laguna de Zamora, o la de las diferentes especies de anfibios asentadas en el Tejar (Toro) por la presencia de hasta 20 ardeidas, atraídas por la presencia de cangrejo rojo americano, carpas y pez sol (obs. pers.).

Por otra parte, se ha comprobado que el crustáceo, dotado de una gran plasticidad ecológica, se ha adaptado sin dificultades al clima local, pudiendo estivar cuando las charcas permanecen secas, sin alimentarse durante periodos de hasta tres meses (obs. pers.).

La reactivación del cangrejo con las primeras lluvias otoñales coincide con la freza de algunas especies de anfibios en la zona, que constituirían una importante fuente disponible de alimento en un período crítico para el depredador (BERMEJO-GARCÍA, 2006b).

La contribución real de la fauna exótica al declive de poblaciones de anfibios está todavía por valorar en muchas zonas de Castilla y León, pero los efectos comprobados en las provincias objeto de seguimiento predicen la grave amenaza que para la fauna autóctona suponen las especies invasoras en el conjunto territorial de esta Comunidad Autónoma, donde la práctica de las introducciones es un fenómeno fuertemente instalado en diversos estamentos de la sociedad.

REFERENCIAS

BARBADILLO, L.J., LACOMBA, J.I., PÉREZ-MELLADO, V., SANCHO, V & LÓPEZ-JURADO, L.F. 1999. *Anfibios y reptiles de la península Ibérica, Baleares y Canarias*. Barcelona. Editorial Geoplaneta S. A.

BERMEJO-GARCÍA, A. 2003. Primeros datos de agresiones de cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) sobre gallipato (*Pleurodeles waltl*). *Butll. Soc. Cat. Herp.,* 15: 87-91.

BERMEJO-GARCÍA, A. 2004. Estado de conservación de las poblaciones de *Triturus marmoratus* en la comarca de Toro (Zamora). *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 15(1): 50-53.

BERMEJO-GARCÍA, A. 2006a. Impacto de la fauna exótica sobre los anfibios de Castilla y León. *Quercus,* 239: 30-31.

BERMEJO-GARCÍA, A. 2006b. Nuevos datos de agresiones de *Procambarus clarkii* sobre *Pleurodeles waltl. Bol. Asoc. Herpetol. Esp.,* 17(2): 82-85.

CRUZ, M.J. & REBELO, R. 2005. Vulnerability of southwest Iberian amphibians to an introduced crayfish, *Procambarus clarkii. Amphibia-Reptilia*, 26: 293-303.

CRUZ, M.J., REBELO, R & CRESPO, E.G. 2006. Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats. *Ecography*, 29: 329-338.

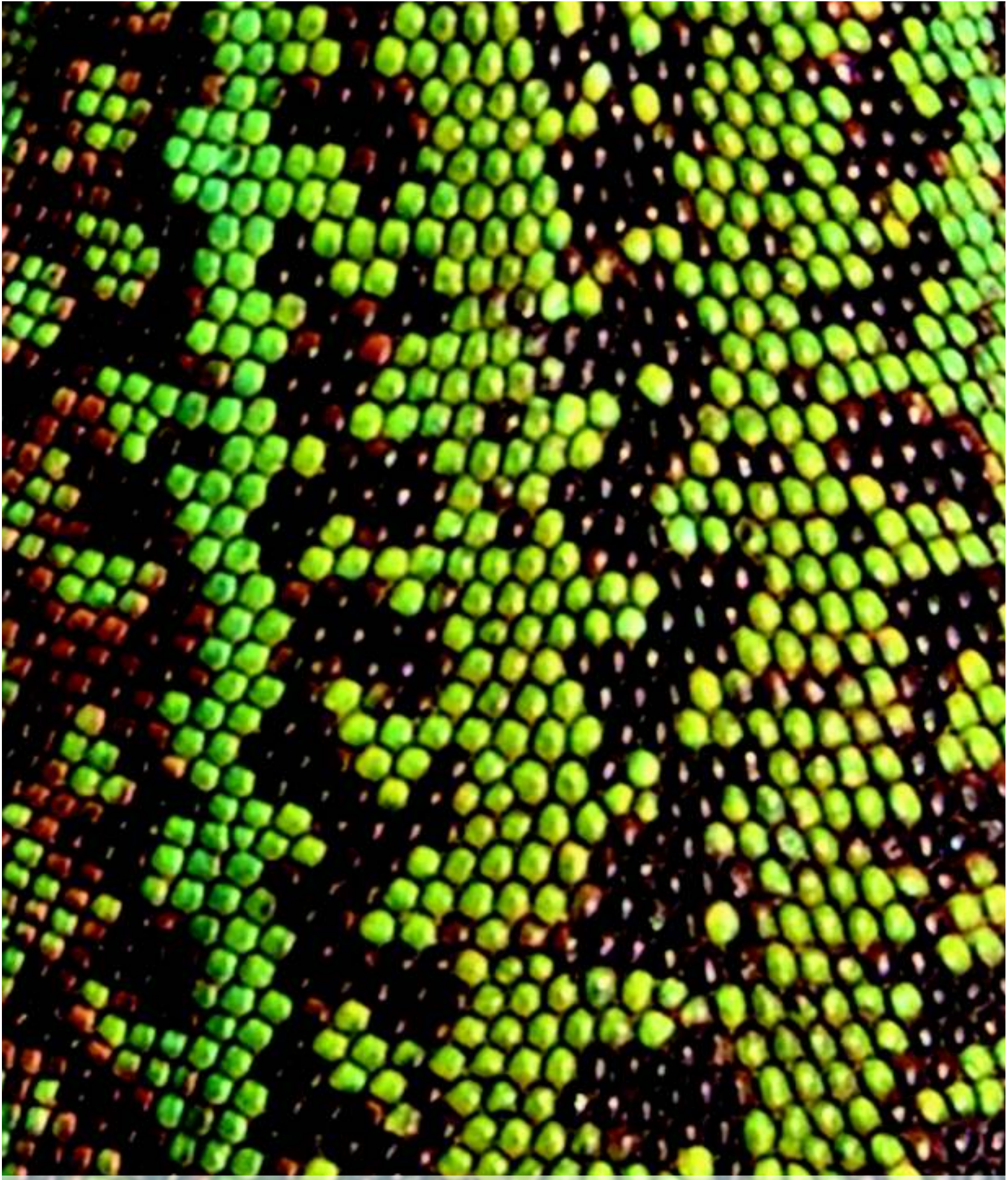
GALÁN, P. 1997. Declive de poblaciones de anfibios en dos embalses de La Coruña (NO de España) por introducción de especies exóticas. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 8: 15-17.

LIZANA, M & BARBADILLO, L.J. 1997. Legislación, protección y estado de conservación de los anfibios y reptiles españoles, pp. 477-516. In: *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Pleguezuelos, J. M. (Ed.). AHE-Universidad de Granada. Granada.

REBELO, R., CRUZ, M.J., SEGURADO, P., SOUSA, M. & CRESPO, E.G. 2002. Colapso da comunidade de anfibios da Reserva Natural do Paúl Boquilobo após a introduçao do lagostim-vermelho americano, *Procambarus clarkii*. *VII Congreso Luso-Español de Herpetología,* Évora*: 78*.

RIVERA, X. & SÁEZ, R. 2003. La fauna acuática introducida y su impacto sobre los anfibios y reptiles. *Quercus* 205: 23-28.

VELASCO, J.C., LIZANA-AVÍA, M., ROMÁN-SANCHO, J., DELIBES DE CASTRO, M. & FERNÁNDEZ-GUTÍERREZ, J. 2005. *Guía de los Peces, Anfibios, Reptiles y Mamíferos de Castilla y León*. Nayalde Editorial. Medina del Campo (Valladolid).



Caracterización de las poblaciones de *Iberolacerta monticola* en el Noroeste ibérico mediante la combinación de datos morfológicos, ecológicos y genéticos

Pedro Galán, Marta Vila, Nuria Remón & Horacio F. Naveira

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	34-43	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Caracterización de las poblaciones de *Iberolacerta monticola* en el Noroeste ibérico mediante la combinación de datos morfológicos, ecológicos y genéticos

Morphological, ecological and genetic characterization of the NW Iberian populations of the lizard *Iberolacerta monticola*

Pedro Galán[1]*, Marta Vila[2] , Nuria Remón[2] & Horacio F. Naveira[2]
[1] Dpto. Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía, Facultade de Ciencias. Campus da Zapateira. Universidade da Coruña, España.
[2] Dpto. Bioloxía Celular e Molecular, Facultade de Ciencias. Campus da Zapateira. Universidade da Coruña, España.
*pgalan@udc.es

RESUMEN

La lagartija cantábrica (*Iberolacerta monticola*) se ha extinguido o reducido sus poblaciones en varias localidades gallegas aisladas y de baja altitud en los últimos 30 años. Para evaluar su estado de conservación en el Noroeste de la península Ibérica, hemos obtenido datos ecológicos y morfológicos de individuos procedentes de once localidades de esta zona, analizando también su variabilidad genética, utilizando marcadores nucleares (microsatélites) y mitocondriales (470 pb de la región control). La población de O Pindo (A Coruña), aislada y a 100 km de la más próxima, muestra una inserción nucleotídica característica en su linaje mitocondrial y los mayores niveles de diferenciación en microsatélites, así como cierta diferenciación morfológica, posiblemente relacionada con el peculiar hábitat que ocupa en dichos montes.

PALABRAS CLAVE: Reptiles, *Iberolacerta monticola*, Galicia, Noroeste de España, poblaciones amenazadas, conservación. ADN mitochondrial, microsatélites, diferenciación interpoblacional.

ABSTRACT

The Iberian rock lizard (*Iberolacerta monticola*) has gone extinct or severely declined in several low-altitude and isolated populations in Galicia during the last three decades. In order to assess the conservation status of this species in NW Iberia, we recorded morpho- and ecological data of individuals from eleven localities of this area. In addition, the genetic variability of these specimens was screened by combining nuclear (microsatellite) and mitochondrial markers (470 bp from the control region). The population established at O Pindo (A Coruña), at least 100 km apart from other populations, shows a conspicuous diagnostic difference in its mitochondrial lineage and the largest differentiation at microsatellite loci, as well as some morphological differentiation most likely linked to the particular habitat of this site, a relatively arid and rocky environment.

KEY WORDS: Reptiles, *Iberolacerta monticola*, Galicia, NW Spain, threatened populations, conservation, mitochondrial DNA, microsatellites, interpopulation differentiation.

LABURPENA

Azken 30 urteetan, Sugandila kantabriarra (*Iberolacerta monticola*) galdu egin da edo populazioak nabarmen murriztu dira Galiziako hainbat udalerri bakartutan eta garaiera gutxikotan. Haren kontserbazio-egoera ebaluatzeko, datu ekologiko eta biologikoak bildu ditugu eta markagailu nuklearretan dagoen bariabilitate genetikoa (mikrosateliteak) eta kontrol mitokondrial aldeak ere aztertu ditugu hamaika udalerritan. Montes do Pindoko populazioak (A Coruña), bakarturik eta hurbilenetik 100 km-ra, ezberdintasun berezi bat erakusten du mitokondrioaren ikuspegitik, baita ezberdintasun morfologiko jakin bat ere, ziur aski aipatutako mendietan dagoen habitatari lotuta.

GAKO-HITZAK: Narrastiak, *Iberolacerta monticola*, Galizia, Espainia Iparraldea, populazio mehatxatuak, kontserbazioa, ADN mitokondriala, mikrosateliteak, populazioen arteko ezberdintasuna.

INTRODUCCIÓN

La lagartija cantábrica (*Iberolacerta monticola*) es un endemismo ibérico limitado a la Cordillera Cantábrica, Galicia y Serra da Estrela en Portugal. En la mayor parte de su área de distribución se encuentra ligada a zonas elevadas de montaña, al igual que sucede con el resto de las especies del género *Iberolacerta* (Arribas, 1996; Carranza *et al.*, 2004; Crochet *et al.*, 2004). Recientemente se ha descrito una nueva especie, *I. galani*, endémica de los Montes de León, a la cual estarían asignadas las poblaciones de Zamora, la Cabrera leonesa y Trevinca en Orense, anteriormente asignadas a *I. monticola* (Arribas *et al.*, 2006). Esta nueva especie también se encuentra restringida a zonas elevadas de montaña. Sin embargo, en el norte de Galicia existen poblaciones que habitan en zonas de baja altitud, incluso al borde del mar (Galán, 1982, 1999a).

Iberolacerta monticola posee poblaciones relativamente numerosas y con bajo grado de aislamiento a lo largo de la Cordillera Cantábrica (Pérez-Mellado, 2002). Sin embargo, otras poblaciones se encuentran aisladas y formadas por un número reducido de individuos, tanto en áreas montañosas de la provincia de Ourense (Macizo Central Ourensano), como en comarcas de baja altitud de la provincia de A Coruña y norte de Lugo. Estas últimas ocupan zonas con

características ambientales muy determinadas, como fragmentos de bosques atlánticos en gargantas fluviales umbrías o cimas de montes rocosos en microhábitats húmedos y frescos por los vientos marinos (GALÁN, 1982, GALÁN & FERNÁNDEZ, 1993). En algunas de estas poblaciones se han podido comprobar en las últimas décadas declives poblacionales e incluso extinciones locales (GALÁN, 1999a, 1999b, 2005). Todo ello ha hecho que sean catalogadas como "Vulnerables" en Galicia en el Decreto 88/2007 por el que se regula el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas (XUNTA DE GALICIA, 2007).

La estructura genética y las relaciones filogenéticas de las diferentes poblaciones de *Iberolacerta monticola*, especialmente las aisladas en zonas de baja altitud de Galicia, se conoce sólo muy parcialmente (ALMEIDA *et al.*, 2002; MAYER & ARRIBAS, 2003; CARRANZA *et al.*, 2004; ARRIBAS *et al.*, 2006). Estos autores encontraron una insospechada similitud genética entre las poblaciones de Galicia y las de la Serra da Estrela portuguesa, en contraste con una diferenciación mucho mayor entre las poblaciones de Galicia y las de la Cordillera Cantábrica. Es, por lo tanto, del mayor interés el tratar de dilucidar el grado de parentesco y las relaciones filogenéticas entre estas poblaciones de la lagartija cantábrica, así como conocer su estado de conservación. En base a esto, los objetivos del presente trabajo son: (1). Presentar información sobre las características demográficas y ecológicas generales de las poblaciones noroccidentales de *Iberolacerta monticola* (tamaño de la población, densidad, área ocupada por ésta, etc.). (2). Caracterizar genéticamente estas poblaciones mediante análisis de marcadores microsatélites y de su ADN mitocondrial (región control) para detectar tanto su grado de diferenciación genética interpoblacional como su variabilidad genética intrapoblacional. (3). Presentar datos sobre las principales características morfológicas de estas poblaciones y su posible relación con las características ambientales de las áreas que ocupan, así como su grado de diferenciación interpoblacional. (4). Señalar las principales amenazas para su conservación.

MATERIAL Y MÉTODOS

Características poblacionales y morfológicas

Se seleccionaron una serie de zonas de estudio en el Noroeste ibérico con presencia de esta especie (GALÁN, 1982; 1999a), donde se delimitaron parcelas de estudio (1.000-2.500 m^2), que fueron visitadas entre 1 y 3 veces al mes durante los períodos de mayor actividad de la especie (abril-julio). En cada visita se registraron las características (clase de edad, sexo, etc.) de todos los individuos observados, intentando su captura a mano o con lazo, para la toma de datos morfológicos y su marcaje individual (para su posterior reconocimiento en recapturas). Los individuos fueron liberados in situ, tras serles tomados una serie de datos biométricos y de folidosis, así como de obtener una muestra de tejido (5-10 milímetros finales de la cola) para su análisis genético. También se obtuvieron datos sobre las características generales de los hábitats que ocupaba cada población. Las sucesivas recapturas de los individuos marcados aportaron información sobre el tamaño de las poblaciones (método Jolly-Seber; SUTHERLAND, 1996) y las tasas de mortalidad que sufren.

Análisis genético

El ADN fue extraído empleando un método de sales (ALJANABI & MARTINEZ, 1997) a partir de tejido caudal. Se amplificó mediante PCR un fragmento de ~470 pb de la Región Control mitocondrial en 59 individuos de *Iberolacerta monticola* y cinco de *I. galani*. Se han secuenciado 5 individuos de cada localidad muestreada (figura 3), menos en las localidades coruñesas de Pindo (n=10), Xistral (n=10) y Lambre (n=6). Las reacciones de amplificación se desarrollaron convencionalmente, utilizando los cebadores DL3F y DL4R (CROCHET *et al.*, 2004), y sus productos fueron secuenciados bidireccionalmente en un secuenciador automático ABI 3130xl.

Los haplotipos y sus frecuencias se identificaron mediante el software COLLAPSE 1.2. (http://darwin.uvigo.es). La relación entre los distintos haplotipos se infirió mediante una red de parsimonia estadística (TEMPLETON *et al.*, 1992) calculada con el programa TCS 1.21 (CLEMENT *et al.*, 2000). En el cálculo de la red se incluyeron tres secuencias ya publicadas por CROCHET *et al.* (2004): una de *I. monticola monticola* (Serra da Estrela, Portugal), con código de acceso en Genbank AY267247, y dos de *I. monticola cantabrica* (Ancares, Lugo), con códigos AY267248 y AY267249. Nótese que en el cálculo de esta red, las inserciones y deficiencias (*indels*) se han considerado como 5º carácter.

Asimismo, se han genotipado 139 individuos mediante nueve loci microsatélites, desarrollados para otras especies de lacértidos. Dichos marcadores son AF100290, AF100291, AF100293 (BOUDJEMADI *et al.*, 1999), AY147826 (NEMBRINI & OPPLIGER, 2003) y AY54520, AY545222, AY54526, AY54527, AY54528 (PINHO *et al.*, 2004). Las reacciones de amplificación mediante PCR se llevaron a cabo en condiciones convencionales. Los distintos alelos fueron separados y visualizados en un secuenciador automático ABI 3700, interpretándose el tamaño de los electroferogramas mediante el programa GeneMapper v3.7 (ABI).

Tanto los parámetros descriptivos (el número promedio de alelos por locus, K_e, heterozigosidad esperada, H_e), como los estadísticos *F* (análisis del grado de diferenciación entre poblaciones, F_{ST}, y subdivisión intrapoblacional, F_{IS}) se han calculado con el programa GENETIX 4.05 (BELKHIR, K., BORSA, P., CHIKHI, L., RAUFASTE, N. & BONHOMME, F. 2004. http://www.genetix.univ-montp2.fr/genetix/genetix.htm.).

RESULTADOS

Características morfológicas y ecológicas

Las características morfológicas de tres poblaciones aisladas (Pindo, Mandeo y Lambre) difieren poco entre sí (tabla I). En todas ellas los machos adultos de más edad (>4-5 años) presentan una coloración verde intensa que ocupa toda o la mayor parte de la zona dorsal y flancos (figura 1 y 2). Se han comparado muestras de machos adultos de cada población, encontrando que los más diferenciados son los del Pindo, que difieren significativamente de los de las otras dos en la mayor altura proporcional de la cabeza (índices AC/LP y AC/LCC) y en la mayor frecuencia de aparición de una placa supernumeraria entre las placas supranasales. También difieren en el número de escamas dorsales y ventrales de los del Mandeo, aunque no de los del Lambre. Los machos de las poblaciones del Mandeo y Lambre únicamente difieren entre sí en el número de escamas dorsales.

	Pindo (P)		Mandeo (M)		Lambre (L)					
	Media±ES Rango	N	Media±ES Rango	N	Media±ES Rango	N	ANOVA	P vs M	P vs L	M vs L
LCC	69,8±1,44 58,3-75,4	11	65,9±1,00 54,0-70,1	17	68,3±1,60 54,0-75,5	15	2,18 (NS)	2,03 (NS)	0,29 (NS)	0,91 (NS)
LP	16,9±0,37 13,7-18,8	11	16,2±0,28 13,8-17,8	17	16,9±0,41 13,2-18,5	15	1,25 (NS)	0,77 (NS)	0,002 (NS)	1,01 (NS)
AP	8,4±0,24 7,0-9,6	11	8,2±0,17 6,5-9,1	17	8,4±0,25 6,0-9,6	15	0,39 (NS)	0,17 (NS)	0,02 (NS)	0,36 (NS)
AC	7,1±0,20 6,0-8,1	11	7,2±0,18 5,5-8,0	17	7,2±0,22 5,2-8,5	15	0,10 (NS)	0,05 (NS)	0,10 (NS)	0,01 (NS)
LMA	23,8±0,37 21,0-25,0	11	22,4±0,44 19,1-26,1	17	23,4±0,77 19,5-25,7	7	2,44 (NS)	2,24 (NS)	0,12 (NS)	0,86 (NS)
LMP	34,1±0,63 29,0-36,1	11	32,6±0,49 27,9-35,7	17	34,4±1,06 29,9-37,5	7	2,25 (NS)	1,48 (NS)	0,03 (NS)	1,54 (NS)
Peso	8,21±0,50 4,8-10,3	11	6,98±0,38 3,8-9,6	17	7,91±0,54 3,9-11,1	15	1,91 (NS)	1,59 (NS)	0,09 (NS)	1,09 (NS)
LP/LCC	0,24±0,01 0,23-0,25	11	0,25±0,01 0,23-0,26	17	0,25±0,01 0,24-0,26	15	2,69 (NS)	1,72 (NS)	2,46 (NS)	0,11 (NS)
AP/LCC	0,12±0,01 0,11-0,13	11	0,12±0,01 0,11-0,13	17	0,12±0,01 0,11-0,13	15	1,65 (NS)	1,57 (NS)	0,94 (NS)	0,08 (NS)
AC/LP	0,50±0,01 0,45-0,54	11	0,44±0,01 0,39-0,49	17	0,43±0,01 0,38-0,46	15	28,05 * * *	17,21 * * *	26,11 * * *	1,43 (NS)
AC/LCC	0,12±0,01 0,11-0,12	11	0,11±0,01 0,10-0,12	17	0,11±0,01 0,10-0,12	15	15,09 * * *	9,04 * * *	14,15 * * *	0,86 (NS)
LMA/LCC	0,34±0,01 0,32-0,37	11	0,34±0,01 0,30-0,37	17	0,33±0,01 0,31-0,36	7	0,81 (NS)	0,03 (NS)	0,72 (NS)	0,60 (NS)
LMP/LCC	0,49±0,01 0,47-0,53	11	0,50±0,01 0,47-0,53	17	0,49±0,01 0,44-0,51	7	0,64 (NS)	0,44 (NS)	0,01 (NS)	0,41 (NS)
Dorsalia	53,6±0,55 49 – 59	17	56,8±0,41 52 – 60	23	53,7±0,62 51 – 58	12	13,92 * * *	10,90 * * *	0,01 (NS)	8,22 * * *
Ventralia	26,1± 0,25 24 – 27	15	25,1±0,24 23 – 27	41	25,8±0,22 25 – 27	9	4,11 *	3,85 *	0,23 (NS)	1,31 (NS)
Gularia	25,8±0,28 24 – 28	16	25,6±0,31 22 – 28	23	25,2±0,70 22 – 28	9	0,45 (NS)	0,13 (NS)	1,26 (NS)	1,19 (NS)
Femoralia	17,4±0,31 15,5-19,0	11	14,4±0,21 14,5-19,0	24	17,1±0,44 14,0-19,5	13	0,26 (NS)	0,01 (NS)	0,17 (NS)	0,23 (NS)
Supranu-meraria	1,33±0,14 1 – 2	12	0,67±0,01 0 – 2	39	0,64±0,11 0 – 1	22	8,45 * * *	7,07 * *	7,26 * *	0,09 (NS)

Tabla I. Características morfológicas (biometría y folidosis) de machos adultos de *Iberolacerta monticola* en tres poblaciones aisladas de A Coruña. Se indican los valores medios ± 1 error estándar (ES), el rango de variación y el tamaño de la muestra en cada caso (N). Se comparan los valores medios de las tres poblaciones mediante una ANOVA y el test a posteriori de Scheffé entre las poblaciones del Pindo (P), Mandeo (M) y Lambre (L), indicando el valor de F y el nivel de significación: * * * : P < 0.001; * * : P < 0.01; * : P < 0.05; (NS) : no significativo; P > 0.05. LCC: longitud de la cabeza más el cuerpo. LP: longitud del píleo. AP: anchura del píleo. AC: altura de la cabeza. LMA: longitud de la extremidad anterior. LMP: longitud de la extremidad posterior. Longitudes en mm y pesos en gr.

Table I. Morphological characteristics (biometric and scalation characters) and significant differences (ANOVA) among adult males from three isolated populations of *Iberolacerta monticola* from A Coruña (NW Spain). LCC: snout-vent length. LP: pileus length. AP: pileus width. AC: head depth. LMA: forelimb length. LMP: hindlimb length. Lenght in mm and weigh in gr.

Figura 1. Macho adulto (Nº 14, de doce años de edad en 2006) de la población del Lambre (Vilarmaior, A Coruña), muy reducida y restringida a los muros de un edificio. (Foto: Pedro Galán).

Figure 1. Adult male (No 14, which was twelve years old in 2006) from the population of Lambre (Vilarmaior, A Coruña). This population is very small and restricted to the walls of a building.

Figura 2. Macho adulto de la población de Montes do Pindo (Carnota, A Coruña), aislada en un monte rocoso costero. (Foto: Pedro Galán).

Figure 2. Adult male from the Montes do Pindo (Carnota, A Coruña) population, isolated in a coastal rocky mountain.

En la tabla II se indican las características generales del hábitat de las poblaciones estudiadas, así como sus densidades y estimas del número de individuos que las integran. Según éstas, se pueden agrupar las poblaciones de lagartija cantábrica en dos grupos: poblaciones de montaña (que viven por encima de los 800 m de altitud) y de baja altitud (por debajo de los 650 m). En las montañas se pueden diferenciar además entre la población de la sierra de Os Ancares (Lugo y León), que está en contacto con el resto de las poblaciones de la Cordillera Cantábrica, extendida sobre una superficie muy amplia, y la de Cabeza de Manzaneda (serra de Queixa, Ourense), aislada de las restantes de su especie y formada por un número relativamente reducido de individuos.

Población, Localidad	Altitud en metros (rango)	Área total ocupada por la población (ha)	Hábitat	Densidades medias (indiv/ha)	Tamaño estimado de la población (límites de confianza)
Cuenca del río Lambre. Güimil, Vilarmaior (A Coruña)	35	0,25	Construcción humana en bosque de ribera (minicentral)	80	15 – 25
Cuenca del río Mandeo Paderne y Coirós (A Coruña)	30 – 90	265	Afloramientos rocosos en bosques de ribera	3 – 86	5.962 – 10.600
Montes del Pindo Carnota (A Coruña)	340 – 629	110	Roquedos con matorral	10 – 103	1.665 – 8.125
Sobrado dos Monxes (A Coruña)	511	15	Muros de piedra (monasterio)	90 – 120	720 – 1.530
Serra de Os Ancares (Lugo y León)	850 – 1.950	>10.000	Rocas y piedras en matorrales y bosques	52 – 150	>10.000
Cabeza Grande d Manzaneda (Ourense)	1.600 – 1.778	350	Roquedos y canchales en brezal montano	20 – 125	3.646 – 9.390

Tabla II. Datos poblacionales de *Iberolacerta monticola* de diversas zonas del Noroeste ibérico.
Table II. Population data of *Iberolacerta monticola* from several areas of the North-west of the Iberian peninsula

El grupo de poblaciones de baja altitud también es muy heterogéneo en las características ambientales del área ocupada, su superficie y el número de individuos que las integran. La población de Sobrado (A Coruña) difiere de las restantes por no ocupar un medio montañoso ni tampoco gargantas fluviales con bosques (como las de la periferia del golfo Ártabro). Vive actualmente restringida a los muros de piedra del monasterio de Sobrado dos Monxes y áreas próximas, en una zona altamente antropizada. La población del Pindo (A Coruña) se localiza en las zonas altas de este monte rocoso, ocupando microclimas húmedos que reciben los vientos húmedos del mar, en un medio dominado por los ambientes expuestos y secos. Por el contrario, las poblaciones de la periferia del Golfo Ártabro (ríos Lambre, Mandeo, Eume, etc.), viven en el fondo de valles fluviales cubiertos por bosques de ribera y robledales mixtos, utilizando sustratos rocosos o artificiales (construcciones humanas) en los claros del bosque. Por su tamaño poblacional, extremadamente reducido, destaca la población del río Lambre, restringida a los muros y áreas inmediatas de una central hidroeléctrica (en total, sólo 2.500 m2). Sin embargo, hace 25-30 años ocupaba otras zonas de la cuenca de este río y del vecino río Baxoi, siendo su población mucho mayor (figura 4).

Características genéticas

Los 470 pb de las 64 secuencias de la región control de Iberolacerta monticola dieron lugar a siete haplotipos (*Genbank accesion numbers* AY267247, AY267248, AY267249, EF121827, EF121829, EF121831 y EF121832). Los cinco individuos de *I. galani* presentaron dos haplotipos diferentes (EF121835- EF121836). Los siete haplotipos hallados en las secuencias de *I. monticola* se deben a 10 cambios nucleotídicos y 1 *indel*. La figura 3 muestra la red de parsimonia relacionando estos haplotipos entre sí y con los de *I. monticola* de la Serra da Estrela (Crochet *et al.*, 2004) y los de *I. galani*. Las poblaciones gallegas se diferencian claramente de la de Somiedo (Asturias), e incluso algunas de ellas entre sí, aunque la variación detectada es siempre escasa y de poco valor filogenético (la mayoría de los cambios afectan a una sola posición y son privados). Destaca un tanto en este sentido la población de El Pindo, que presenta una inserción de 10 pb compartida por todos los individuos analizados. Por otra parte, la coexistencia de dos linajes mitocondriales bien diferenciados (dos cambios nucleotídicos) en los Ancares refiere a episodios históricos de fragmentación y mezcla de poblaciones. Uno de esos dos linajes es el que se encuentra en todas las poblaciones de baja altitud de la periferia del Golfo Ártabro.

Los resultados del análisis de microsatélites se muestran en la tabla III. Aunque todos los loci son polimórficos en todas las poblaciones, el número promedio de alelos por locus (K_e) varía considerablemente, obteniéndose los valores más bajos en las poblaciones de Sobrado, Manzaneda y Pindo (3,7-5,1), y los más altos en Ancares, Xistral y Mandeo (8,1-10,6). La misma agrupación, aunque con diferencias de rango dentro de cada grupo, se observa en términos de heterocigosis (H_e), con el mínimo en Pindo (0,573) y el máximo en Ancares (0,842). La menor diferenciación genética interpoblacional (F_{ST}) se obtiene en los valles del golfo Ártabro (promedio de 0,051 para Eume, Mandeo y Lambre), y la mayor en las comparaciones con la población de Pindo (0,150-0,322). Todos los valores de F_{IS} son positivos, como consecuencia de un defecto de heterocigotos, que va desde un mero 1,8% en Manzaneda hasta un 23,5% en Sobrado.

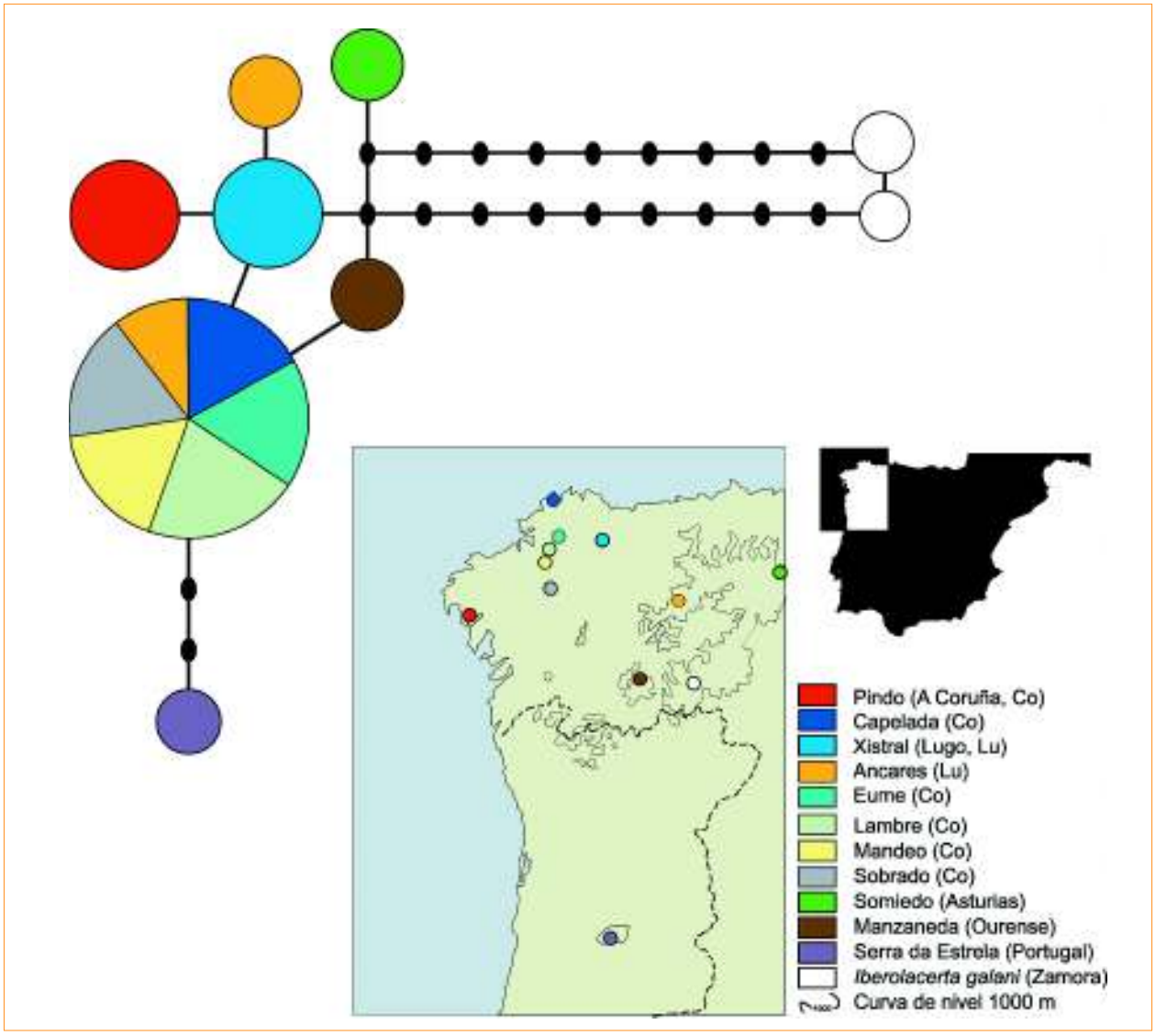


Figura 3. Red de parsimonia relacionando los haplotipos de la región control mitocondrial de *Iberolacerta monticola* e *I. galani*. Cada círculo coloreado representa un haplotipo diferente. El tamaño del círculo es proporcional al número de individuos que lo portan. Cada color señala el origen geográfico del haplotipo. Cada segmento lineal conectando haplotipos representa un paso mutacional (*indel* o sustitución). Los círculos negros representan haplotipos "intermedios-no-muestreados".

Figure 3. Parsimony network showing the phylogeny of mitochondrial haplotypes obtained for *Iberolacerta monticola* and *I. galani* (root). Haplotypes were revealed by sequencing ~460 bp of the mitochondrial control region. Each circle represents a different haplotype. Circle size reflects the frequency of each haplotype (5-10 individuals sequenced per locality). Colors display the geographical localities where each haplotype is found. Solid lines connecting haplotypes represent a single mutation event, regardless of their length. Small black ovals represent missing or theoretical haplotypes.

	Ancares	Pindo	Mandeo	Xistral	Manzaneda	Sobrado	Eume	K_e	H_e	F_{IS}
Lambre	0,081	0,153	0,051	0,129	0,198	0,220	0,059	5,6	0,723	0,173
Ancares		0,137	0,077	0,094	0,157	0,200	0,040	8,1	0,842	0,105
Pindo			0,168	0,229	0,241	0,322	0,150	5,1	0,573	0,147
Mandeo				0,125	0,125	0,166	0,051	10,6	0,766	0,193
Xistral					0,190	0,211	0,122	8,4	0,819	0,108
Manzaneda						0,255	0,143	4,0	0,594	0,018
Sobrado							0,143	3,7	0,585	0,235
Eume								7,0	0,760	0,063

Tabla III. Diversidad genética intrapoblacional (K_e, H_e y F_{IS}) y diferenciación interpoblacional (F_{ST}, matriz diagonal superior) para marcadores nucleares en *Iberolacerta monticola* (4-9 loci microsatélites).
K_e = número promedio de alelos por locus; H_e = heterocigosis esperada; F_{IS}, F_{ST} = índices de fijación de Wright.

Table III. Intrapopulation genetic diversity (K_e, H_e y F_{IS}) and pairwise interpopulation differentiation (F_{ST} , upper diagonal matrix) for nuclear markers in *Iberolacerta monticola* (4-9 microsatellite loci).
K_e = average number of alleles per locus; H_e = expected heterozygosis; F_{IS}, F_{ST} = Wright´s fixation statistics.

DISCUSIÓN

La única población que ha mostrado diferencias morfológicas significativas con las restantes es la del Pindo. La mayor altura de la cabeza de los individuos de esta población podría estar relacionada con el tipo de hábitat y los refugios usados, ya que los lacértidos de cráneo alto suelen utilizar más el suelo y menos los refugios en fisuras (ARNOLD, 1987; VANHOOYDONCK & VAN DAMME, 1999), como parece corresponder con las observaciones de su comportamiento en el Pindo y el tipo de medio utilizado en esta zona. .

Teniendo en cuenta la vinculación de gran parte de las poblaciones noroccidentales de baja altitud de *I. monticola* a los bosques atlánticos (poblaciones de las cuencas de los ríos Lambre, Mandeo, Eume, Belelle, Castro, entre otras; GALÁN, 1982, 1999a), cabe plantearse el que su distribución geográfica fuera mucho más extensa en el pasado, durante la máxima expansión de estos bosques, en el Óptimo Climático del Holoceno (período Atlántico, 7.500 a 4.500 años BP). En ese momento gran parte de las poblaciones posiblemente estarían potencialmente en contacto. Posteriormente, el deterioro climático reduciría la extensión de los bosques (a lo que se uniría la deforestación antrópica), comenzando el aislamiento de las poblaciones y las extinciones locales. Las condiciones ambientales más desfavorables para la especie se alcanzarían en la Pequeña Edad del Hielo, (máxima durante los siglos XVII y XVIII), coincidente además con la mayor reducción de los bosques por causas humanas (RAMIL *et al.*, 2002; GUITIÁN RIVERA, 2002). En ese momento se alcanzaría la situación de aislamiento y reducción poblacional actual. Sin embargo, en los últimos años se han reducido aún más estas poblaciones aisladas por el incremento de la alteración humana del medio (incendios, talas, plantaciones de árboles alóctonos, urbanización, abandono de labores agrícolas y silvícolas tradicionales, etc.), que incluso ponen en riesgo su futura conservación (GALÁN, 1999a, 1999b). Resulta notable la rapidez con que se han reducido algunas de estas poblaciones, tanto en su rango geográfico como en el número de individuos. En el plazo de sólo 25-30 años, las poblaciones que existían en las cuencas de los ríos Lambre y Baxoi (cuatro y una, respectivamente) se han visto reducidas a una única población en la zona media del río Lambre, extinguiéndose la del río Baxoi (GALÁN, 1999b) (figura 4). Esta última población remanente del Lambre, que contaba con no menos de 25-50 adultos en el período 1998-2000, se encuentra en la actualidad (año 2006) al borde de la extinción, con una población posiblemente inferior a los 15 individuos. Asimismo, la población de Sobrado (A Coruña) se extendía en el pasado (década de 1980 y anteriores) a los vecinos montes de Bocelo, donde no han sido vueltas a localizar (GALÁN, 1982; BALADO *et al.*, 1995). La variación observada en los loci microsatélites es en general coincidente con el escenario demográfico que se ha descrito, pues señala a Sobrado, Manzaneda y Pindo como las poblaciones de menor tamaño efectivo, y a Ancares, Xistral y Mandeo como las de mayor. Una conspicua excepción la constituye la población de Lambre, que, pese a encontrase al borde de la extinción, manifiesta unos valores de diversidad genética relativamente elevados, que pudieran obedecer a una sobredominancia transitoria, asociada a depresión endogámica, tras una brusca y reciente reducción del tamaño poblacional. El grado de subdivisión intrapoblacional (F_{IS}), presumiblemente vinculado a la estrategia reproductiva de los individuos, no parece guardar relación con el tamaño poblacional efectivo, pues sus valores extremos se observan en dos poblaciones similares en este aspecto (Manzaneda y Sobrado).

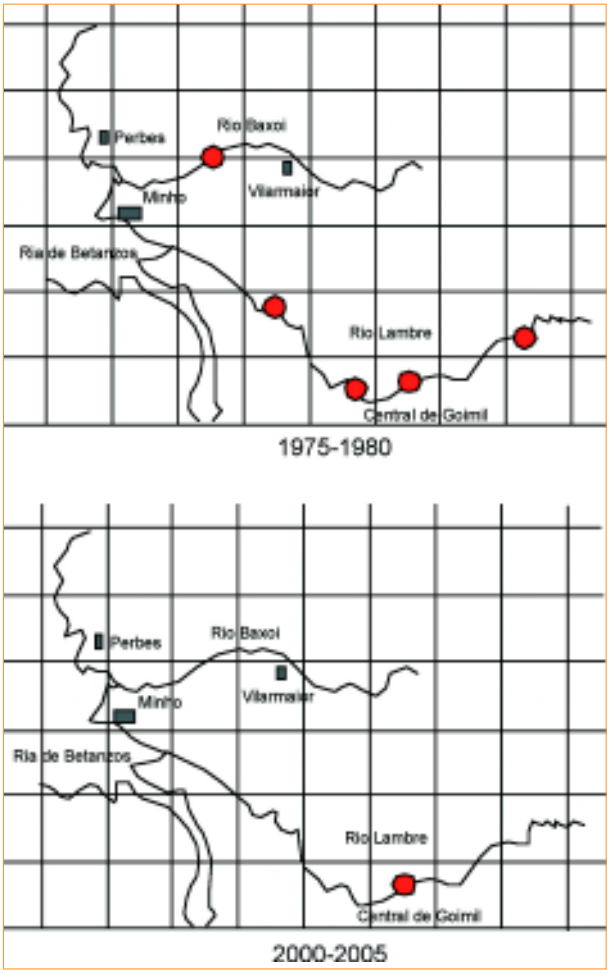


Figura 4. La población de *I. monticola* de la cuenca del río Lambre se encuentra limitada en la actualidad a una única subpoblación, al borde de la extinción. Hace 25-30 años ocupaba otras zonas de la cuenca de este río, además de la del Baxoi, siendo su población mucho mayor.

Figure 4. The population of *I. monticola* from Lambre river basin is now restricted to a single subpopulation, which is threatened with extinction. Only 25-30 years ago the species was present not only in this basin, but also in others nearby, such as Baxoi. Population sizes were also larger in former times.

La red de parsimonia obtenida refleja la diferenciación de la población de *I. monticola* procedente de Somiedo (Asturias), aislada desde un tiempo suficiente como para haber completado su distribución de linajes (*lineage sorting*). El grado de diferenciación entre esta población asturiana y las gallegas es semejante al observado entre éstas y la antiguamente denominada *I. monticola monticola* (Serra da Estrela, Portugal) (CROCHET *et al.*, 2004 y presente trabajo). El aislamiento de las poblaciones gallegas es relativamente moderno, habida cuenta del escaso número de diferencias nucleotídicas acumuladas desde la separación del ancestro común más reciente. La inserción de 10 pb observada en El Pindo es digna de mención, pues hasta ahora la presencia de *indels* en la región control mitocondrial de este grupo de lacértidos sólo se había registrado a nivel interespecífico, y generalmente implicando sólo 1 ó 2 posiciones nucleotídicas. La única excepción en términos de longitud la constituye *I. horvathi* (AY267243 y AY267244), que presenta una inserción de 11 pb prácticamente en el mismo lugar que la observada en la *monticola* de El Pindo, aunque de origen independiente. Este hecho subraya la naturaleza inestable de esa región del genoma mitocondrial. La singularidad genética de esta población de El Pindo, patente también en las diferencias en loci microsatélites, unida a su diferenciación morfológica, le confiere el mayor interés en términos de conservación y la hace merecedora de una atención preferente.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo ha sido financiado por los Proyectos REN2003-02931 /GLO (Ministerio de Ciencia y Tecnología) y PGIDIT03RFO10301PR (Xunta de Galicia). MV está financiada por el programa Isidro Parga Pondal (Xunta de Galicia). El Dr. Oscar Arribas contribuyó significativamente a la obtención de muestras en el campo, así como Marta Rúa y Ricardo Ferreiro. Eva Fernández y Hanna Jerôme participaron en el trabajo de laboratorio. David Romero colaboró en la elaboración de la figura 3. Todas las muestras fueron obtenidas con los oportunos permisos administrativos.

BIBLIOGRAFÍA

ALJANABI, S.M. & MARTÍNEZ, I. 1997. Universal and rapid salt-extraction of high quality genomic DNA for PCR-based techniques. *Nucleic Acids Research*, 25: 4692–4693.

ALMEIDA, A.P.; ROSA, H.D.; PAULO, O.S. & CRESPO, E.G. 2002. Genetic differentiation of populations of Iberian rock-lizards Iberolacerta (*Iberolacerta*) sensu Arribas (1999). *J. Zool. Syst. Evol. Research,* 40: 57-64.

ARNOLD, E.N. 1987. Resource partition among lacertid lizards in southern Europe. *J. Zool., Lond.* (B), 1: 739-782.

ARRIBAS, O.; CARRANZA, S. & ODIERNA, G. 2006. Description of a new endemic species of mountain lizard from Northwestern Spain: *Iberolacerta galani sp. nov.* (Squamata: Lacertidae). *Zootaxa*, 1240: 1-55.

ARRIBAS, O.J. 1996. Taxonomic revision of the Iberian *Archaeolacertae* I.: A new interpretation of the geographical variation of *Lacerta monticola* Boulenger, 1905 and *Lacerta cyreni* Müller & Hellmich, 1937 (Squamata: Sauria: Lacertidae). *Herpetozoa*, 9: 31-56.

BALADO, R., BAS, S. & GALÁN, P. 1995. Anfibios e réptiles. In: *Atlas de Vertebrados de Galicia*. Vol. 1. Consello da Cultura Galega y Sociedade Galega de Historia Natural (Eds.): 65-170. Agencia Gráfica, S. A. Santiago de Compostela.

BOUDJEMADI, K. MARTIN, O. SIMON, J.C. & ESTOUP, A. 1999. Development and cross-species comparison of microsatellite markers in two lizard species, *Lacerta vivipara* and *Podarcis muralis. Molecular Ecology* 8 (3): 518-520.

CARRANZA, S., ARNOLD, E.N. & AMAT, F. 2004. DNA phylogeny of *Lacerta (Iberolacerta)* and other lacertine lizards (Reptilia: Lacertidae): did competition cause long-term mountain restriction? *Sistematics and Biodiversity*, 2: 57-77.

CLEMENT, M., POSADA, D. & CRANDALL, K. 2000. TCS: a computer program to estimate gene genealogies. *Molecular Ecology*, 9: 1657-1660.

CROCHET, P.-A.; CHALINE, O.; SURGET-GROBA, Y.; DEBAIN, C. & CHEYLAN, M. 2004. Speciation in mountains: phylogeography and phylogeny of the rock lizards genus *Iberolacerta* (Reptilia: Lacertidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 30: 860-866.

GALÁN, P. 1982. Nota sobre las *Lacerta monticola* Boulenger, 1905, de las zonas costeras del Norte de Galicia. *Doñana, Acta Vertebrata*, 9: 380-384.

GALÁN, P. 1999a. Declive y extinciones puntuales en poblaciones de baja altitud de *Lacerta monticola cantabrica. Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 10: 47-51.

GALÁN, P. 1999b. *Conservación de la herpetofauna gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia*. Universidade da Coruña. Monografía Nº 72. A Coruña.

GALÁN, P. 2005. Herpetofauna de Galicia: situación actual y amenazas que inciden en su conservación. *Recursos Rurais*, 2: 51-64.

GALÁN, P. & Fernández, G. 1993. *Anfibios e réptiles de Galicia*. Ed. Xerais. Vigo

GUITIÁN RIVERA, L. 2002. La destrucción histórica del bosque en Galicia. *Semata, Ciencias Sociais e Humanidades*, 13: 105-166.

MAYER, W. & ARRIBAS, O.J. 2003. Phylogenetic relationships of the European lacertid genera *Archaeolacerta* and *Iberolacerta* and their relationships to some other 'Archaeolacertae' (sensu lato) from the Near East, derived from mitochondrial DNA sequences. *Zoological Systematics and Evolutionary Research,* 41, 157-161.

NEMBRINI, M. & OPPLIGER, A. 2003. Characterization of microsatellite loci in the wall lizard *Podarcis muralis* (Sauria: Lacertidae). *Molecular Ecology Notes*, 3: 123-124.

PÉREZ-MELLADO, V. 2002. *Lacerta monticola* Boulenger, 1905. Lagartija serrana. In: *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Pleguezuelos, J. M.; Márquez, R. & Lizana, M. (Eds.): 227-229. Dir. Gen. Conservación de la Naturaleza-A.H.E. Madrid.

PINHO, C. SEQUEIRA, F. GODINHO, R. HARRIS, D.J. & FERRAND, N. 2004. Isolation and characterization of nine microsatellite loci in *Podarcis bocagei* (Squamata: Lacertidae). *Molecular Ecology Notes*, 4: 286-288.

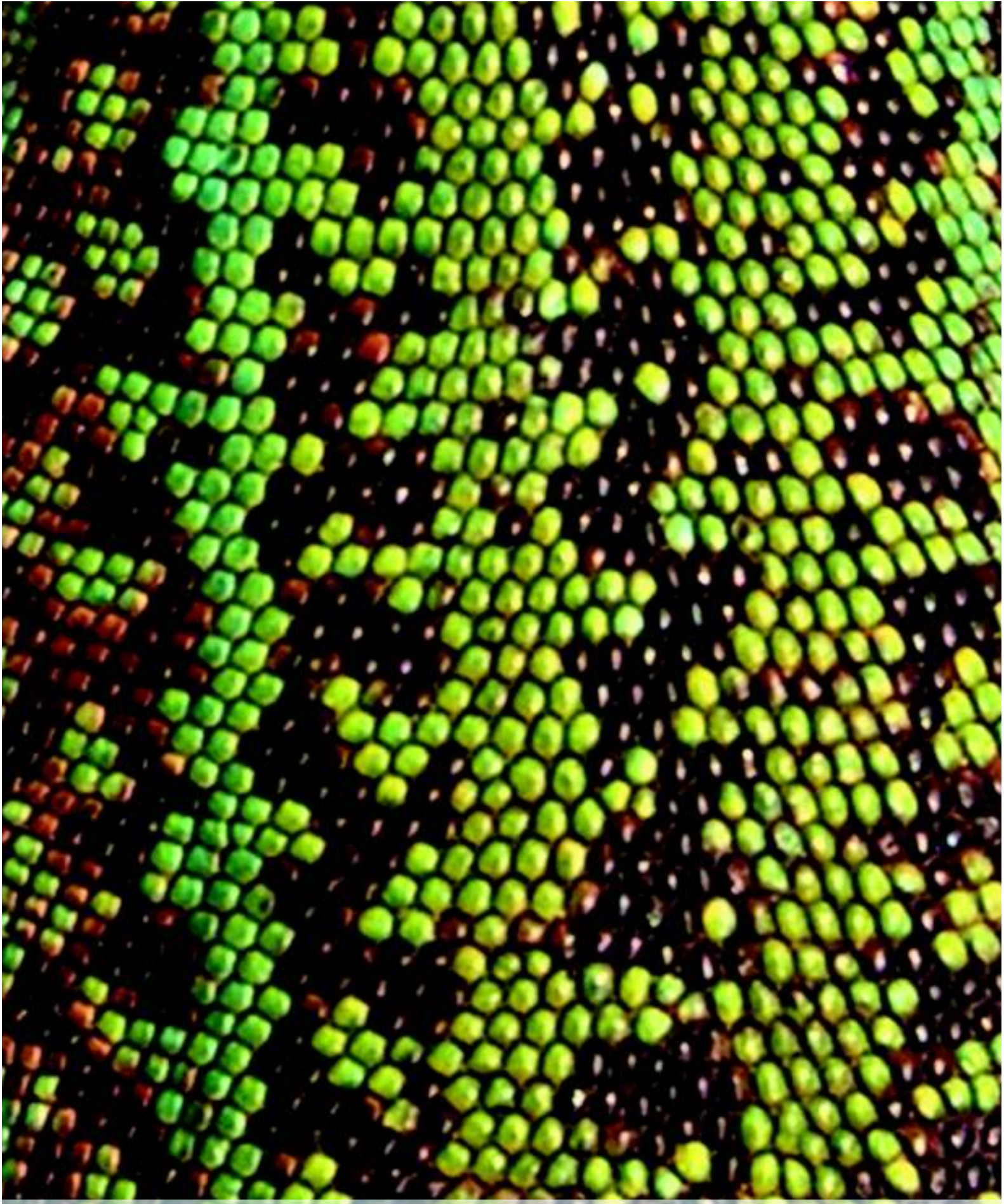
RAMIL, P.; MUÑOZ, C.; GÓMEZ ORELLANA, L. & FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ, C. 2002. Historia ecológica de Galicia: modificaciones del paisaje a lo largo del Cenozoico. *Semata, Ciencias Sociais e Humanidades*, 13: 67-103.

SUTHERLAND, W.J. (ed.). 1996. *Ecological Census Techniques: a Handbook*. Cambridge University Press. Cambridge.

TEMPLETON, A.R.; CRANDALL, K.A. & SING, C.F. 1992. A cladistic analysis of phenotypic associations with haplotypes inferred from restriction endonuclease mapping and DNA sequence data. III. Cladogram estimation. *Genetics*, 132: 619–633.

VANHOOYDONCK, B. & VAN DAMME, R. 1999. Evolutionary relationships between body shape and habitat use in lacertid lizards. *Evolutionary Ecology Research*, 1: 785-805.

XUNTA DE GALICIA. 2005. Decreto 88/2007 de 19 de abril, de la Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, por el que se regula el Catálogo gallego de especies amenazadas. *Diario Oficial de Galicia*, 89: 7409-7423.



Depredación masiva de la nutria (*Lutra lutra)* sobre el galápago leproso (*Mauremys leprosa*)

Pablo García & César Ayres

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	44-49	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Depredación masiva de la nutria (*Lutra lutra*) sobre el galápago leproso (*Mauremys leprosa*)

Massive predation of the otter (*Lutra lutra*) on the striped-necked terrapin (*Mauremys leprosa*)

Pablo García[1]* & César Ayres[2]
[1]c/Núñez de Zamora, 12-14; 1ºD. 37003 Salamanca (Spain)
[2] Grupo de Ecoloxia Evolutiva. EUET Forestal, 36005 Pontevedra (Spain)
*pgarcia@herpetologica.org

RESUMEN

Durante el invierno del 2006 se detectaron tres casos de mortalidad masiva de galápago leproso (*Mauremys leprosa*) en distintos lugares de España. La observación del patrón de consumo en los cadáveres recientes indicaba que probablemente habían sido devorados por nutrias (*Lutra lutra*). El número de animales oscilaba entre seis en la población mas norteña (Salamanca), 85 en la población más sureña (Córdoba), hasta más de 200 en la población de Toledo. Las nutrias consumieron aquellas partes más accesibles de los galápagos, en mayor medida patas y colas pero en algunos casos también las cabezas.

Nuestra hipótesis es que las nutrias usan los galápagos como presa alternativa cuando otros recursos tróficos no están disponibles. Este hecho podría ser una seria amenaza para la supervivencia de *M. leprosa* en algunas partes de su rango de distribución.

PALABRAS CLAVE: conservación, depredación masiva, galápago leproso, *Lutra lutra, Mauremys leprosa*, nutria.

ABSTRACT

During the winter of 2006 some cases of massive mortality of the Spanish terrapin (*Mauremys leprosa*) were detected. Observation of freshly dead animals indicated that they were killed by otters (*Lutra lutra*).The number of animals involved ranged from six individuals in the northern population (Salamanca), 85 terrapins in the southern population (Cordoba), to more than 200 in the Toledo population. Otters consumed the most accesible parts of the terrapins, mainly legs and tails but also heads.

Our hypothesis is that otters use terrapins as an alternative prey when no other resources are available. This fact could be a serious threat to survival of *M. leprosa* in some parts of its distribution range.

KEY WORDS: conservation, massive predation, striped-necked terrapin, *Lutra lutra, Mauremys leprosa*, otter.

LABURPENA

2006ko neguan apoarmatu korrontezalearen (*Mauremys leprosa*) hiru heriotza-kasu masibo antzeman ziren Espainiako hainbat tokitan. Hil berriak ziren gorpuetan kontsumo-patroiari erreparatu ondoren, badirudi igarabek (*Lutra lutra*) irentsita hil zirela. Ipar-iparreko populazioetan (Salamanca) sei ziren hildako animaliak, hego-hegoko populazioan (Kordoba) 85, eta Toledon 200tik gora guztira. Igarabek apoarmatuen gorputz-zatirik eskuragarrienak kontsumitu zituzten, hankak eta buztanak gehien bat, baina zenbait kasutan baita buruak ere.

Gure hipotesiaren arabera, igarabek apoarmatuak erabiltzen dituzte harrapakin alternatibo modura, beste baliabide trofiko batzuk eskura ez dituztenean. Hori dela eta, *M. leprosa* espeziearen biziraupena zinez arriskuan egon liteke dagokion distribuzio-mailaren hainbat zatitan.

GAKO-HITZAK: kontserbazioa, harraparitza masiboa, apoarmatu korrontezalea, *Lutra lutra, Mauremys leprosa*, igaraba.

INTRODUCCIÓN

Los galápagos sufren depredación por mamíferos a lo largo de todo su ciclo vital en todo su rango de presencia mundial. Jabalíes, zorros y tejones depredan tanto hembras como puestas durante el periodo reproductivo. Asimismo los neonatos y juveniles también pueden ser depredados por nutrias y meloncillos (Venero-González, 1984; Adrián & Moreno, 1986; Palomares, 1990; Barrio & Bosch, 1997; Salvador & Pleguezuelos 2002; Clavero *et al.*, 2004).

La nutria paleártica (*Lutra lutra*) es un carnívoro oportunista (Mason & MacDonald, 1986; Kruuk, 1995, 2006; Ruiz-Olmo, 2002; Clavero *et al.*, 2003a), que explota las fuentes de alimento ocasionalmente más abundantes en sus territorios (Clavero *et al.*, 2004). No obstante, los datos de depredación sobre reptiles ibéricos son anecdóticos, con presencia de ofidios del género *Natrix* con cierta frecuencia y consumo ocasional de otras especies (Callejo *et al.*, 1979; Mason & MacDonald, 1986; Adrián & Moreno, 1986; Adrián & Delibes, 1987; Callejo & Delibes, 1987; Delibes & Adrián, 1987; Ruiz-Olmo, 1995; Beja, 1996; Morales *et al.*, 1998; Bartolomé, 2000; Clavero *et al.*, 2003a, 2004, 2005, 2006; Morales *et al.*, 2004; P. García, datos inéditos; M. Lizana, com. pers.) También se han descrito algunos casos de depredación sobre galápagos, especialmente en el cuadrante suroeste ibérico y en Europa central donde los galápagos pueden significar un porcentaje

bajo de la dieta de la nutria (ADRIÁN & MORENO, 1986; BARRIO & BOSCH, 1997; CLAVERO *et al.*, 2005; LANZSKI & SALLAI, 2006; LANZSKI *et al.*, 2006; J. Morales, com. pers.; P. García, datos inéditos), al igual que ocurre con otras especies de nutrias en América (CARROL *et al.*, 2006).

En este trabajo se examinan tres casos de depredación masiva de nutrias sobre el galápago leproso en diferentes puntos de España, y se analiza si este hecho podría constituir una amenaza para la supervivencia de *M. leprosa*.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se han estudiado tres casos de mortalidad masiva de galápagos leprosos, discontinuamente repartidos por España (figura 1). El primer episodio registrado (SALDAÑA & PRUNIER, 2006), se sitúa en el embalse de Santa María de Pedroche, Córdoba. El segundo, fue registrado en el río Huso, provincia de Toledo. Por último, en el río Camaces a su paso por Lumbrales, Salamanca, se constató un tercer caso. Las tres localidades se caracterizan por ser zonas de baja altitud (500-700 metros, aproximadamente), orografía muy regular, salvo en el caso de Lumbrales, donde existen notables desniveles, y un clima mediterráneo, con temperaturas suaves incluso durante el periodo invernal. Los ejemplares consumidos en el río Camaces fueron sexados y se determinó su edad reproductora (adulto o juvenil).

RESULTADOS

Durante los primeros meses de 2006 se detectaron tres mortalidades masivas de galápagos en España. La primera mortalidad detectada (SALDAÑA & PRUNIER, 2006) fue localizada en el embalse de Santa María de Pedroche (Córdoba) el 14 de Enero. En el embalse, al menos 85 individuos de *M. leprosa* fueron depredados por *L. lutra*. La mayoría de los ejemplares hallados eran adultos, algunos de ellos con una anchura de caparazón mayor de 10 cm (SALDAÑA & PRUNIER, 2006). Los galápagos habían perdido la cabeza, extremidades y cola. Restos de huesos, uñas y colas eran visibles en las letrinas de las nutrias.

El segundo episodio de mortalidad masiva se detectó en febrero en el río Huso (Toledo). Se encontraron más de 200 animales muertos o moribundos en las orillas del río (J. Aceituno, com. pers.). En este caso, el patrón de consumo de partes de los galápagos mostró un patrón algo diferente, ya que las nutrias consumieron las extremidades posteriores de los galápagos, lo que provocó que se encontrasen ejemplares moribundos.

El último episodio se detectó en marzo, en el río Camaces (Salamanca) a su paso por el municipio de Lumbrales, aunque en un número menor que en los episodios anteriores. Solamente se encontraron seis ejemplares parcialmente consumidos (dos machos, tres hembras y un inmaduro).

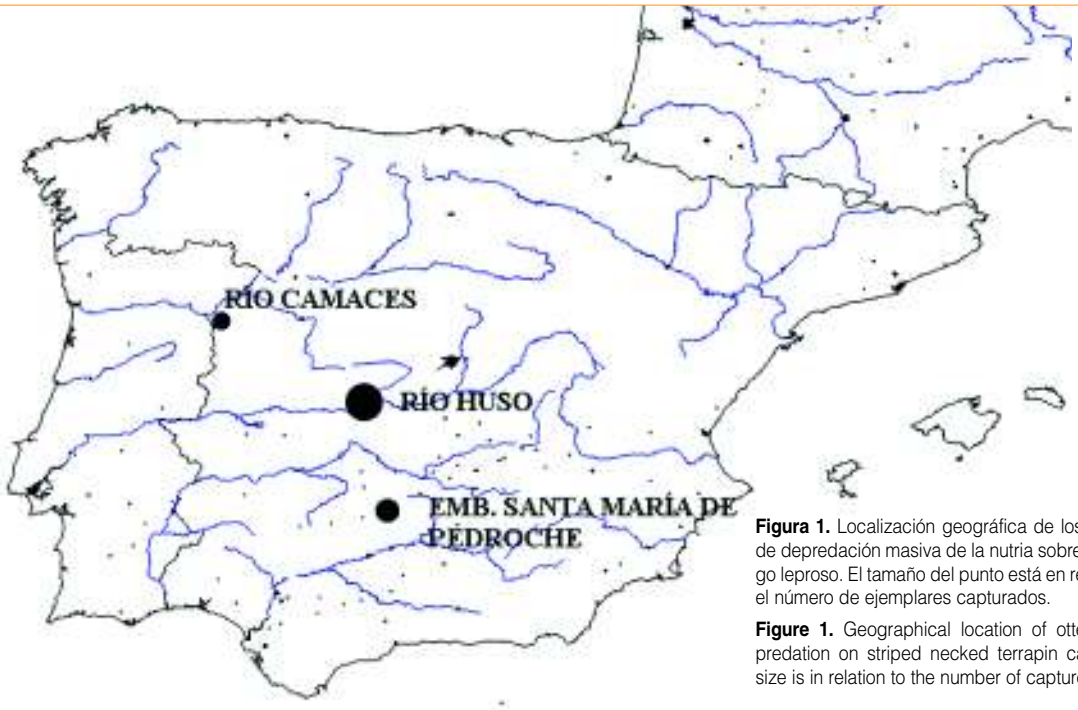


Figura 1. Localización geográfica de los episodios de depredación masiva de la nutria sobre el galápago leproso. El tamaño del punto está en relación con el número de ejemplares capturados.

Figure 1. Geographical location of otter massive predation on striped necked terrapin cases. Point size is in relation to the number of captured turtles.

Sin embargo el alto grado de descomposición que presentaban podría indicar la posibilidad de que hubiese mas individuos involucrados, pero que ya hubiesen sido consumidos por otros carnívoros o que se hubiesen hundido en el río imposibilitando su localización. En este caso las nutrias consumieron la cabeza y extremidades de los galápagos. Tanto los animales recién muertos como restos de otros antiguos fueron encontrados cerca de letrinas y refugios potenciales –cavidades en zonas pedregosas de las orillas- de las nutrias (Jiménez & Palomo, 1998; Clavero *et al.*, 2003b). En los excrementos estudiados de las nutrias se encontraron huesos y uñas de *M. leprosa*. Los patrones generales de consumo de las partes blandas (extremidades y cabezas) no protegidas por el caparazón en los galápagos leprosos hallados muertos, son similares a los descritos en episodios de captura y consumo masivo de galápagos europeos, *Emys orbicularis*, en Europa central (Lanszki *et al.*, 2006).

DISCUSIÓN

La nutria es una especie en expansión en España, que después de un fuerte declive esta recolonizando ríos y arroyos en algunas zonas como en la vertiente mediterránea, en España central y, en general, en buena parte de Europa (Delibes, 1990; Bueno & Bravo, 1998; Cortés *et al.*, 1998; Ruiz-Olmo & Delibes, 1998; Conroy & Chanin, 2002; Ruiz-Olmo, 2002; Mason & MacDonald, 2004; Elmeros *et al.*, 2006; Romanowski, 2006). La adaptabilidad de la dieta de la nutria en función de la disponiblidad de presas (Delibes & Adrián, 1987; Clavero *et al.*, 2004; Morales *et al.*, 2004) puede llevar a los individuos a consumir estacionalmente recursos que pueden ser localmente abundantes en ríos y arroyos del área mediterránea, como por ejemplo anfibios, en algunas ocasiones contribuyendo a sustituir la carencia peces durante la época reproductora y mantener la capacidad de carga del ecosistema (Lizana & Pérez-Mellado, 1990; Kruuk *et al.*, 1991; Lizana *et al.*, 1993; Gil-Sánchez, 1998; Ruiz-Olmo *et al.*, 2001; Alarcos *et al.*, 2006a; Kruuk, 2006), donde nutrias y galápagos coexisten en sintopía (Robitalle & Laurence, 2002; Segurado & Araujo, 2004), hecho que podría acentuarse por un brusco descenso en la actividad de los peces (Moyle & Lech, 2000), principal presa de la nutria, durante el periodo invernal en el que se han detectado las mortalidades de galápagos.

El invierno 2005-06 ha sido más frío que el anterior, presentando valores mínimos históricos para algunas áreas de la península, pero algunos días de altas temperaturas favorecieron el aumento en la actividad de los galápagos. El primer galápago que fue detectado en Galicia apareció el 13 de febrero, y al día siguiente hubo una caída de las temperaturas y nuevamente la nieve cubrió la zona (C. Ayres, datos inéditos).

Este hecho probablemente fue una de las causas de la depredación masiva sobre *M. leprosa*, ya que las nutrias probablemente no tuvieron acceso a recursos habituales como cangrejos, anfibios y peces, depredando sobre los galápagos semihibernados, con una mala condición corporal que influye negativamente en la capacidad de escape y facilita su captura y consumo.

En concordancia con los estudios sobre la depredación del mustélido sobre las poblaciones de galápagos europeos de Europa (Lanszki *et al.*, 2006), en los casos aquí descritos, las nutrias también consumieron las partes de los quelonios expuestas al exterior, lo cual, junto a la presencia de restos de los galápagos en los excrementos de la nutria, indican su captura y consumo por parte de la especie. No obstante, es posible, que los cadáveres depositados en las orillas fuesen aprovechados por otros carnívoros terrestres necrófagos.

Los ejemplares consumidos analizados en el río Camaces correspondían a ejemplares adultos (salvo un juvenil), y, de los cinco adultos depredados, cuatro correspondían a hembras de gran tamaño, algo indicado también el episodio de Córdoba (Saldaña & Prunier, 2006). En cierta medida, aunque hay que tomarlo con reservas, esto podría indicar una selección efectiva por parte de la nutria hacia galápagos de mayor tamaño, que aportasen mayor biomasa a la dieta.

Las mortalidades masivas de *M. leprosa* causadas por la nutria podrían causar serios daños a las poblaciones amenazadas de la especie (Pleguezuelos *et al.*, 2002), en especial en aquellas partes de su área de distribución en las que la especie presenta un bajo número de individuos (Brooks *et al.*, 1991), con poblaciones pequeñas y aisladas, como es el caso de la zona norte, incrementando notablemente la tasa de mortalidad adulta (Brooks *et al.*, 1991) y pudiendo provocar extinciones locales. De confirmarse el consumo selectivo de adultos de mayor tamaño, la depredación masiva provocaría un desorden en la estructura y en el tamaño de las poblaciones afectadas, ya que están formadas en buena medida por ejemplares adultos (Alarcos *et al.*, 2006b; Muñoz & Nicolau, 2006).

AGRADECIMIENTOS

A Enrique Ayllón, Juan Aceituno y J.L. Grandes, por indicarnos algunos de los casos y ayudarnos en algunas de las prospecciones de campo. A Miguel Lizana por la bibliografía y referencias aportadas, así como por los comentarios y sugerencias a la primera versión de este trabajo. A Javier Morales y Gonzalo Alarcos, igualmente, sus comentarios sobre el tema.

BIBLIOGRAFÍA

ADRIÁN, M.I. & MORENO, S. 1986. Notas sobre la alimentación de la nutria (*Lutra lutra*) en el embalse de Matavacas (Huelva). *Doñana, Acta Vertebrata 13:* 189-191.

ADRIÁN, M.I. & DELIBES, M. 1987. Food habits of the otter (*Lutra lutra*) in two habitats of the Doñana National Park, SW Spain. *Journal of Zoology* (London), 212: 394-406.

ALARCOS, G., ORTIZ, M.E., FERNÁNDEZ, M.J. & LIZANA, M. 2006a. Depredación del gallipato (*Pleurodeles waltl*) por nutria en Los Arribes del Duero, Salamanca. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 17(2): 85-88.

ALARCOS, G., MADRIGAL, J., FERNÁNDEZ-BENÉITEZ, M.J., ORTIZ, M.E. & LIZANA, M. 2006b. Estructura de una población de *Mauremys leprosa* en los Arribes del Duero de Salamanca. *Lehen Herpetologia Kongresua Euskal Herrian/ IX Congresso Luso-Espanhol / XII Congreso Español de Herpetología*. Donostia-San Sebastián: 103.

BARRIO, C.L. & BOSCH, J. 1997. *Mauremys leprosa como presa de Lutra lutra. Doñana, Acta Vertebrata*, 24: 203-204.

BARTOLOMÉ, M.A. 2000. Alimentación de la nutria (*Lutra lutra*) en el río Bergantes (Castellón). *Dugastella*, 1: 39-42.

BEJA, R. 1996. Seasonal breeding and food resources of otters, *Lutra lutra* (Carnívora, Mustelidae), in south-west Portugal: a comparison between coastal and inland habitats. *Mammalia*, 60 (1): 27-34.

BROOKS, R.J., BROWN, G.P. & GALBRAITH, D.A. 1991. Effects of a sudden increase in natural mortality of adults on a population of the common snapping turtle (*Chelydra serpentina*). *Canadian Journal of Zoology*, 69: 1314-1320.

BUENO, F. & BRAVO, C. 1998. Comentarios sobre la evolución de las poblaciones de nutria (*Lutra lutra*) en dos zonas del centro de España. *Galemys*, 10 (n.e.): 151-159.

CALLEJO, A. & DELIBES, M. 1987. Dieta de la nutria (*Lutra lutra*) en la cuenca del alto Ebro, Norte de España. *Miscel·lània Zoológica*, 11: 353-362.

CALLEJO, A., GUITIÁN, J., BAS, S., SÁNCHEZ-CANALS, J.S. & DE CASTO-LORENZO, J.F. 1979. Primeros datos sobre la dieta de la nutria (*Lutra lutra, L.*) en aguas continentales de Galicia. *Doñana, Acta Vertebrata*, 6(2): 191-202.

CARROL, D.M. & ULTSCH, G.R. 2006. *Glyptemys insculpta* (wood turtle). Predation. *Herpetological Review*, 37(2): 215-216.

CLAVERO, M., PRENDA, J. & DELIBES, M. 2003a. Trophic diversity of the otter (*Lutra lutra L.*) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Biogeography*, 30: 435-44.

CLAVERO, M., PRENDA, J. & DELIBES, M. 2003b. Nutria paleártica *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758). Guía de indicios de los mamíferos. *Galemys*, 15(2): 49-54.

CLAVERO, M., PRENDA, J. & DELIBES, M. 2004. Influence of spatial heterogeneity on coastal otter (*Lutra lutra*) prey consumption. *Annales Zoologi Fennici*, 41: 551-561.

CLAVERO, M., PRENDA, J. & DELIBES, M. 2005. Amphibian and reptile comsumption by otters (*Lutra lutra*) in a coastal area in southern Iberian Peninsula. *Herpetological Journal*, 15(2): 125-131.

CONROY, J.W.H. & CHANIN, P.R.F. 2002. The status of th Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Europe – a review. Proc. First Otter Toxic. Conf. Isle of Skye: 7-28.

CORTÉS, Y., FERNÁNDEZ-SALVADOR, R., GARCÍA, F.J., VIRGOS, E. & LLORENTE, M. 1998. Changes in otter (*Lutra lutra*) distribution in central Spain during the 1984-1995 period. *Biological Conservation*, 86: 179-183.

DELIBES M. (Ed.) 1990. *La Nutria* (Lutra lutra) *en España*. Serie Técnica, ICONA. Madrid.

DELIBES, M. & ADRIÁN, M.I. 1987. Effects of crayfish introduction on otter, *Lutra lutra*, food in the Doñana National Park, SW Spain. *Biological Conservation*, 42: 153-159.

ELMEROS, M., HAMMERSHOJ, M., MADSEN, A.B. & SOGAARD, B. 2006. Recovery of the otter *Lutra lutra* monitored by field surveys and collection of carcasses. *Hystrix, Italian Journal of Mammalogy* (n.s.), 17(1): 17-28.

GIL-SÁNCHEZ, J.M. 1998. Fish biomass and otter reproduction in a mountain river of the southeast Spain. *Galemys*, 10 (n.e.): 161-165.

JIMÉNEZ, J. & PALOMO, J.J. 1998. Utilización de refugios por la nutria en el río Bergantes (Cuenca del Ebro). *Galemys*, 10 (n.e.): 167-173.

KRUUK, H. 1995. *Wild Otters: Predation and Populations*. Oxford University Press. Cambridge, UK.

KRUUK, H. 2006. *Otters. Ecology, Behaviour and Conservation*. Oxford University Press. Cambridge, UK.

KRUUK, H., CONROY, J.W.H. & MOORHOUSE, A. 1991. Recruiment to a population of otters (*Lutra lutra*) in Shetland, in relation to fish abundance. *Journal of Applied Ecology*, 28: 95-101.

LANZSKI, J. & SALLAI, Z. 2006. Comparison of the feeding habits of Eurasian otters on a fast and flowing river and its backwater habitats. *Mammalian Biology*, 6: 336-346.

LANZSKI, J., MOLNAR, M. & MOLNÁR, T. 2006. Factors affecting the predation of the otter (*Lutra lutra*) on European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Journal of Zoology*, 219-226.

LIZANA, M. & PÉREZ-MELLADO, V. 1990. Depredación por la nutria (*Lutra lutra*) del sapo de la Sierra de Gredos (*Bufo bufo gredosicola*). *Doñana, Acta Vertebrata*, 17(1): 109-112.

LIZANA, M., MARTÍN-SÁNCHEZ, R., ANTÓN, J., LÓPEZ, J., MORALES, J.J., GUTIÉRREZ, J. & DEL ARCO, C. 1993. Nuevos datos sobre la depredación de anfibios por nutrias (*Lutra lutra*) en zonas altas de la sierra de Gredos. *Actas de Gredos, Boletín Universitario*, 13: 9-16.

MASON, C.F. & MACDONALD S.M. 1986. *Otter, Ecology and Conservation*. Cambridge, Cambridge University Press.

MASON, C.F. & MACDONALD, S.M. 2004. Growth in the otter (*Lutra lutra*) populations in the UK as shown by long-term monitoring. *Ambio*, 33(3): 148-152.

MORALES, J.J., LIZANA, M. & ACERA, F. 2004. Ecología trófica de la nutria paleártica *Lutra lutra* en el río Francia (Cuenca del Tajo, Salamanca). *Galemys,* 16(2): 57-77.

MORALES, J.J., LIZANA, M., GUTIÉRREZ, F.J. & PEDRAZA, E. 1998. *Distribución espacial y ecología trófica de la nutria euroasiática y el visón americano en el Parque Natural de las Hoces del Río Duratón* (*Segovia*). Colección Naturaleza y Medio Ambiente. Segovia.

MOYLE, P.B. & LECH Jr., J.J. 2000. *Fishes. An Introduction to Ichthyology*. 4th Edition. Prentice Hall. USA.

MUÑOZ, A. & NICOLAU, B. 2006. Sexual dimorphism and allometry in the striped-necked Terrapin, *Mauremys leprosa*, in Spain. *Chelonian Conservation and Biology,* 5 (1): 87-92.

PALOMARES, F. 1990. *Ecología y Organización Social del Meloncillo*, *Herpestes ichneumon*, *en el Parque Nacional de Doñana*. Ph. D. Thesis. Universidad de Granada. Granada.

PLEGUEZUELOS J.M., MÁRQUEZ R., & LIZANA M. 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. DGCN-AHE. Madrid.

ROBITALLE J.-F. & LAURENCE, S. 2002. Otter, *Lutra lutra*, ocurrence in Europe and in France in relation to landscape characteristics. *Animal Conservation*, 5, 337-344.

ROMANOWSKI, J. 2006. Monitoring of the otter recolonisation of Poland. *Hystrix, Italian Journal of Mammalogy* (n.s.), 17(1): 37-46.

RUIZ-OLMO J. 1995. The reptiles in the diet of the European otter (*Lutra lutra* L.)(Carnívora, Mammalia) in Europe. In: *Scientia Herpetologica*. G.A. Llorente, A. Montori, X. Santos & M.A. Carretero (Eds.): 259-264. Asociación Herpetológica Española. Barcelona.

RUIZ-OLMO, J. 2002. *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758). Nutria paleártica. In: *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. L.J. Palomo & J. Gisbert (Eds.): 278-281. DGCN-SECEM-SECEMU. Madrid.

RUIZ-OLMO, J. & DELIBES, M. 1998. *La Nutria en España ante el Horizonte del Año 2000*. SECEM. Málaga.

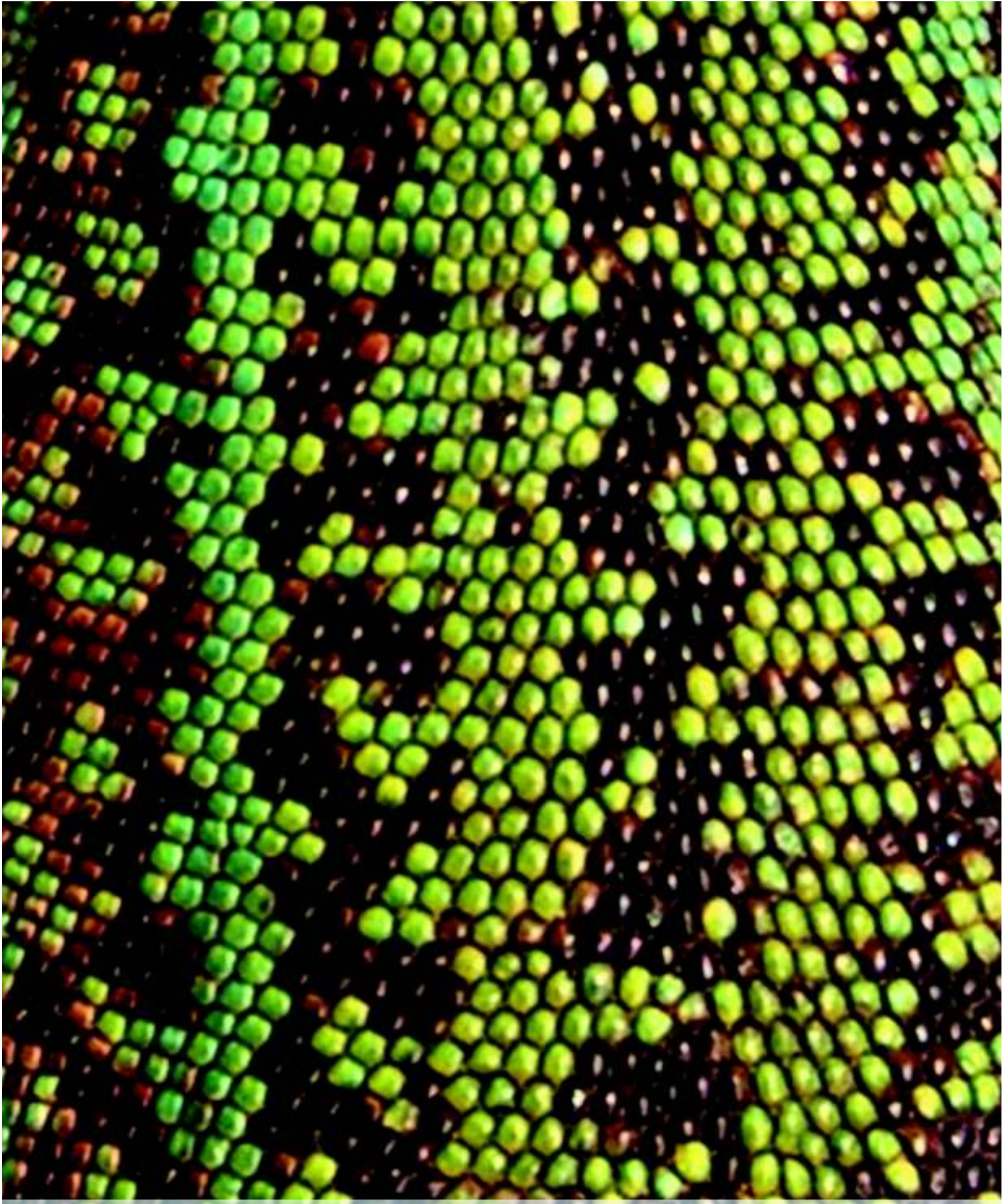
RUIZ-OLMO, J., LÓPEZ-MARTÍN, J.M. & PALAZÓN, S. 2001. The influence of fish abundance on the otter (*Lutra lutra*) populations in Iberian Mediterranean habitats. *Journal of Zoology (London)*, 254: 325-336.

SALDAÑA S. & PRUNIER F. 2006. Un atracón de galápagos. *Quercus*, 242: 39.

SALVADOR A. & PLEGUEZUELOS J.M. 2002. *Reptiles Españoles. Identificación, Historia Natural y Distribución*. Esfagnos. Talavera de la Reina.

SEGURADO, P. & ARAUJO, A.P.R. 2004. Coexistence of *Emys orbicularis and Mauremys leprosa* in Portugal at two spatial scales: is there evidence of segregation? Biologia, 59 (Suppl.), 14: 61-72.

VENERO-GONZÁLEZ, J.L. 1984. Dieta de los grandes fitófagos silvestres del Parque Nacional de Doñana, España. *Doñana, Acta Vertebrata* (N.E.), 11, 3.



Aplicación de los criterios UICN a la batracofauna de la Región de Murcia (S.E. Península Ibérica)

Andrés Egea-Serrano, Francisco J. Oliva-Paterna & Mar Torralva

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	50-57	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Aplicación de los criterios UICN a la batracofauna de la Región de Murcia (S.E. Península Ibérica)

Application of IUCN criteria to the batrachofauna in the Murcia Region (S.E. Iberian Península)

Andrés Egea-Serrano*, Francisco J. Oliva-Paterna & Mar Torralva
Departamento de Zoología y Antropología Física. Facultad de Biología. Universidad de Murcia. 30100 Murcia.
*aegea@um.es

RESUMEN

Se analizaron las tendencias poblacionales de las especies de anfibios presentes en la Región de Murcia, a las que posteriormente se les aplicó los criterios UICN (UICN, 2001, 2003). Se detectó una disminución significativa en el número de especies por cuadrícula U.T.M. 10x10km, siendo asimismo significativamente menor el área de distribución de las especies *Discoglossus jeanneae, Bufo bufo, Epidalea calamita y Pleurodeles waltl*. En función de su riesgo de extinción han sido identificados los siguientes grupos de especies: DD (*Pleurodeles waltl*); LC (*Pelophylax perezi*); VU*(VU-NT) (*Bufo bufo, Epidalea calamita, Pelodytes punctatus, Pelobates cultripes*); VU (*Salamandra salamandra, Alytes dickhilleni, Alytes obstetricans*); EN (*Discoglossus jeanneae*); RE (RE-EN) (*Hyla meridionalis*). La regresión generalizada de la comunidad y la específica, constatada para varias de las especies estudiadas, evidencian la importancia de emprender medidas de gestión orientadas a garantizar su conservación. Adicionalmente, las incertidumbres detectadas en la evaluación del estado de conservación de algunas de las especies destaca la necesidad de abordar este tipo de estudios con información tan completa, actualizada y precisa como sea posible.

PALABRAS CLAVE: Anfibios, conservación, Región de Murcia, UICN.

ABSTRACT

Populational tendencies of the amphibian species present in the province of Murcia were analysed. Later, IUCN criteria (UICN, 2001, 2003) were applied to these species. A significant decrease in the number of species per 10x10 km U.T.M. square was detected, and distribution range of the species *Discoglossus jeanneae, Bufo bufo, Epidalea calamita* and *Pleurodeles waltl* was significantly smaller. The following species groups were identified according to their risk of extinction: DD (*Pleurodeles waltl*); LC (*Pelophylax perezi*); VU*(VU-NT) (*Bufo bufo, Epidalea calamita, Pelodytes punctatus; Pelobates cultripes*); VU (*Salamandra salamandra, Alytes dickhilleni, Alytes obstetricans*); EN (*Discoglossus jeanneae*); RE(RE-EN) (*Hyla meridionalis*). The regression of the amphibian community in the Province and the population regression of some of the studied species, point to the importance of developing management measures which guarantee their conservation. Additionally, the uncertainties regarding the conservation status of some of the species emphasize the need to undertake this kind of studies with information that is as complete, updated and precise as possible.

KEY WORDS: Amphibians, conservation, province of Murcia, IUCN.

LABURPENA

Murtziako Lurraldean bizi diren anfibio-espezieek populazio aldetik erakusten dituzten joerak aztertu ondoren, UICN irizpideak (UICN, 2001, 2003) aplikatu zitzaizkien. Espezie-kopuruan halako jaitsiera nabarmen bat antzeman zen U.T.M. (10x10km) lauki bakoitzeko; *Discoglossus jeanneae, Bufo bufo, Epidalea calamita* eta *Pleurodeles waltl* espezieen distribuzio-eremua nabarmen txikiagoa ere izanik. Desagertze-arriskuaren arabera, ondoko espezie-taldeak identifikatu dira: DD (*Pleurodeles waltl*); LC (*Pelophylax perezi*); VU*(VU-NT) (*Bufo bufo, Epidalea calamita, Pelodytes punctatus; Pelobates cultripes*); VU (*Salamandra salamandra, Alytes dickhilleni, Alytes obstetricans*); EN (*Discoglossus jeanneae*); RE (RE-EN) (*Hyla meridionalis*). Komunitatearen atzerakadak eta espezifikoak –ikertutako espezie batzuentzat egiaztatuta– horien kontserbazioa bermatzera bideraturiko kudeaketa-neurriak hartzearen garrantzia jartzen dute agerian. Horrez gain, espezieetako batzuen kontserbazio-egoeraren ebaluazioan antzemandako ziurgabetasunak direla eta, argi eta garbi dago mota horretako azterketei ahalik eta informaziorik osatuen, gaurkotuen eta zehatzena erabiliz ekin behar zaiela.

GAKO-HITZAK: Anfibioak, kontserbazioa, Murtziako Lurraldea, UICN.

INTRODUCCIÓN

Numerosas poblaciones de anfibios en todo el mundo están sufriendo severas regresiones. Aunque parte de estas regresiones pueden corresponder a fluctuaciones demográficas naturales (Pechman *et al.*, 1991), son abundantes los estudios que relacionan estos declives con factores antrópicos (Scoccianti, 2001; Semlitsch, 2003), tales como la alteración y destrucción del hábitat, la sobreexplotación, la presencia de enfermedades y el cambio climático (Stuart *et al.*, 2004), los cuales pueden actuar sinérgicamente (Gardner, 2001; Blaustein & Kiesecker, 2002). Esta situación evidencia la importancia que tiene el estudio de los requerimientos ecológicos de las diferentes especies de anfibios, así como la identificación de su riesgo de extinción, con la finalidad de optimizar el empleo de

los recursos disponibles en programas de conservación y gestión.

La categorización del riesgo de extinción de un taxón mediante la aplicación de los criterios propuestos por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (UICN, 2001) ha sido reconocida como una herramienta de notable utilidad tanto a nivel global como regional (GÄRDENFORS, 2001). Estos criterios proporcionan un sistema estandarizado que puede ser aplicado por diversas personas, facilitando una comparación objetiva entre diversos taxa (LIZANA & MÁRQUEZ, 2002). Estas ventajas han hecho que hayan sido aplicados en la cuenca mediterránea tanto a escala mediterránea (COX *et al.*, 2006) como nacional (PLEGUEZUELOS *et al.*, 2002) y regional (FRANCO & RODRÍGUEZ, 2001; VIADA, 2006).

La Región de Murcia, localizada en el sureste de la Península Ibérica, se ubica en uno de los territorios de la Región Mediterránea que mayor riqueza específica y grado de endemicidad muestra en relación a las especies de anfibios presentes (BORKIN, 1999). Sin embargo, a pesar de esta importancia, en esta región sólo se ha realizado una aproximación a la aplicación de los criterios UICN (UICN, 2001) a las especies de anfibios en el *Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia* (ROBLEDANO *et al.*, 2006). Desde el año 2003, el número de publicaciones relacionadas con la distribución y biología de de los anfibios en la Región de Murcia ha aumentado (MIÑANO *et al.*, 2003; EGEA-SERRANO, 2005; EGEA-SERRANO *et al.*, 2005a, 2005b, 2005c, 2005d, 2005e; EGEA-SERRANO *et al.*, 2006a, 2006b, 2006c; TORRALVA *et al.*, 2005). Sin embargo, esta información no ha sido considerada en la aplicación de los criterios UICN (UICN, 2001) realizada en dicho *Libro Rojo* (ROBLEDANO *et al.*, 2006). A pesar de su valor como referente, el estatus de conservación identificado en esta obra para la batracofauna de la Región de Murcia debe considerarse preliminar, resultando imprescindible profundizar en el análisis del riesgo de extinción de este grupo. Los objetivos planteados en el presente trabajo son realizar, en primer lugar, una aproximación a las tendencias poblacionales de las diferentes especies de anfibios en la Región de Murcia y, en segundo lugar, estimar el riesgo de extinción relativo de las especies estudiadas mediante la aplicación de los criterios UICN (UICN, 2001), comparando los resultados obtenidos con los presentados en el *Libro Rojo* (ROBLEDANO *et al.*, 2006).

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio se restringe a la Región de Murcia (S.E. Península Ibérica). Este territorio, con una superficie aproximada de 11320 km2 (SÁNCHEZ *et al.*, 2002), representa una de las regiones más áridas de la Península Ibérica (VIDAL-ABARCA *et al.*, 1987). En ella ha sido descrita la presencia de dos especies de urodelos y nueve especies de anuros (HERNÁNDEZ-GIL *et al.*, 1993; EGEA-SERRANO *et al.* 2005a, 2005b, TORRALVA *et al.*, 2005).

El análisis de las tendencias poblacionales de las especies de anfibios se realizó sobre la base de su distribución pretérita (anterior al año 2002, según PLEGUEZUELOS *et al.* (2002)) y actual (posterior al año 2002, según ESCORIZA (2004) y EGEA-SERRANO *et al.* (2005a, 2005b).

Se ha obtenido para ambas distribuciones el número de especies por cuadrícula U.T.M. 10x10 km, la extensión de la presencia (EP) (UICN, 2001), el área de ocupación (AO) (UICN, 2001) y el número de cuadrículas U.T.M. 10x10 km ocupadas por cada especie. Las diferencias en el número medio de especies por cuadrícula y en el número de cuadrículas ocupadas por cada especie para ambas distribuciones se han analizado mediante el test de Mann-Whitney. Adicionalmente se ha analizado la independencia entre la distribución actual y la pretérita mediante la prueba de la x^2. Mediante el test t-Student se han estudiado las diferencias existentes en función de las distribuciones consideradas para la EP y el AO promedio del total de especies estudiadas.

Los análisis estadísticos se han realizado mediante el paquete estadístico SPSS® v.11.0, seleccionándose un nivel de significación del 5%.

Para la evaluación del riesgo de extinción actual de cada especie se han aplicado las *Directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel nacional y regional*, Versión 3.0 (UICN, 2003). Dado que no se dispone de datos referentes al tamaño de las poblaciones de las diferentes especies estudiadas ni se ha podido realizar un análisis cuantitativo del riesgo de extinción en estado silvestre, no se han aplicado los criterios A, C, D y E (UICN, 2001). Para la aplicación del criterio B (UICN, 2001), basado fundamentalmente en aspectos corológicos, se han utilizado las áreas de ocupación y la extensión de la presencia actuales, así como el número de localidades donde se ha detectado la presencia de cada especie. Este número se ha determinado sobre la base de las citas recogidas en la base de datos elaborada por la Línea de Investigación *Conservación de Vertebrados Acuáticos* del Departamento de Zoología y

Antropología Física de la Universidad de Murcia. La definición de localidad concuerda con la presentada por las guías para la aplicación de los criterios UICN (UICN, 2001, 2003).

Con objeto de reducir el error derivado de una posible incertidumbre en los parámetros utilizados para la aplicación los criterios, se ha optado por una doble catalogación (*conservadora y no conservadora*, menos restrictiva) de cada una de las especies estudiadas (*sensu* UICN 2001). Tras la evaluación del posible efecto rescate, ambas catalogaciones se han utilizado finalmente para el establecimiento del riesgo de extinción de las especies estudiadas.

RESULTADOS

El análisis de tendencias poblacionales muestra diferencias significativas entre la distribución pretérita y actual en función del promedio total de especies de anfibios por cuadrícula (U = 8806; P = 0,0001), siendo mayor en el primer caso (2,23 ± 1,49 especies/cuadrícula U.T.M. 10x10 km) que en el segundo (1,55 ± 1,30 especies/cuadrícula U.T.M. 10x10 km). A su vez, las distribuciones de frecuencias de las cuadrículas muestreadas en función del número de especies citadas en las mismas (figura 1) se muestran diferentes significativamente entre los datos actuales y pretéritos (x^2_9 = 6,113; *P* = 0,002), siendo el porcentaje de cuadrículas con 0 ó 1 especie citada mayor en la actualidad (figura 1).

En el estudio específico realizado, las especies *Salamandra salamandra, Alytes dickhilleni y Pelodytes punctatus* muestran un aumento en el número de cuadrículas con su presencia. Para las restantes especies se ha registrado una disminución en el número de cuadrículas donde han sido citadas. Sin embargo, estas variaciones únicamente resultan significativas (P < 0,05) en el caso de *Discoglossus jeanneae, Bufo bufo, Epidalea calamita y Pleurodeles waltl* (tabla I), lo que se traduce también en diferencias significativas en los parámetros EP y AO (tabla I).

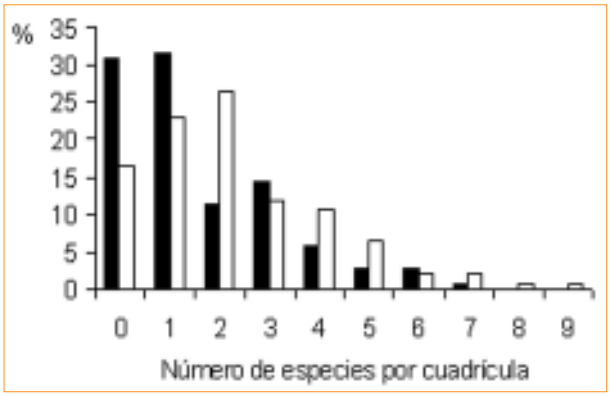


Figura 1. Distribución de frecuencias (%) del número de especies de anfibios por cuadrícula U.T.M. 10x10 km en función de la distribución pretérita (barras blancas) y actual (barras negras) detectada en la Región de Murcia.

Figure 1. Distribution of relative frequencies of number of amphibian species per 10x10 km U.T.M. square for past (white bars) and current distribution (black bars) detected in the Province of Murcia.

	Distribución actual			Distribución pretérita			Test U Mann-Whitney	
Especie	**Extensión presencia (km²)**	**Área ocupación (km²)**	**Número cuadrículas U.T.M. 10x10 km**	**Extensión presencia (km²)**	**Área ocupación (km²)**	**Número cuadrículas U.T.M. 10x10 km**	**U**	***P***
S. salamandra	535,5	000	8	1447,8	700	7	11476	0,791
A. dickhilleni	759,3	1100	11	1287,5	1000	10	11476	0,821
A. obstetricans	602	700	7	1118	1300	13	11096	0,166
D. jeanneae	100	100	1	1823,8	1000	10	10868	0,006
B. bufo	8889,4	2900	29	13656,3	6300	63	9044	0,0001
E. calamita	11739,2	4600	46	14166,7	7600	76	9044	0,0001
P. punctatus	11438,4	3100	31	9935,8	2400	24	11020	0,298
P. cultripes	4069	1200	12	3645,3	2200	22	10792	0,069
P. perezi	12555,2	9300	93	13843,5	10200	102	10944	0,340
P. waltl	0	0	0	5889,6	1200	12	10640	0,0001
H. meridionalis	0	0	0	91,3	200	2	11400	0,157

Tabla I. Extensión de la presencia y área de ocupación de las especies de anfibios de la Región de Murcia (distribución pretérita y actual). Se presenta el resultado del test de Mann-Whitney.

Table I. Extent of occurrence and area of occupancy of amphibian species present in Murcia Region (past and current distribution). Mann-Whitney test result is presented.

Para el total de especies, no se han detectado diferencias significativas respecto a los promedios de la EP y AO en función de la distribución actual (EP_{Total} = 5058 ± 1722,9 km²; AO_{Total} = 2163,6 ± 841,9 km²) y pretérita (EP_{Total} = 6082,3 ± 1723,9 km²; AO_{Total} = 3090,9 ± 1006,4 km²) (t-Student EP: t_{20} = -0,419, P = 0,680; t-Student AO: t_{20} = -0,707, P = 0,488).

La tabla II presenta las categorías de la UICN (UICN, 2001) a las que han sido asignadas las especies presentes en la Región de Murcia. En función de la evaluación realizada sobre su distribución actual, a excepción de *Pelophylax perezi* (LC) y *Pleurodeles waltl* (DD), todas las especies muestran un riesgo de extinción elevado: 36,36% VU*(VU-NT), 27,27% VU, 9,09% EN y 9,09% RE(RE-EN).

Especie	Clasificación	Criterios	Fase I	Efecto Rescate	Estatus Regional	Estatus Nacional	Estatus Mediterráneo
S. salamandra	*Clasificación no conservadora* *Clasificación conservadora*	*B1 a,b(i, ii, iii, iv, v), c(iv) + B2 a,b(i, ii, iii,iv, v), c(iv)* *B1 a,b(iii) + B2 a,b(iii)*	*VU* *VU*	*No*	*VU*	*VU A2ce+B1ab*	*LC*
A. dickhilleni	*Clasificación no conservadora* *Clasificación conservadora*	*B1 a,b(i, ii, iii, iv, v), c(iv) + B2 a,b(i, ii, iii,iv, v), c(iv)* *B1 a,b(iii) + B2 a,b(iii)*	*VU* *VU*	*No*	*VU*	*VU B1ab+2cd*	*VU B2ab(iii, iv)*
A. obstetricans	*Clasificación no conservadora* *Clasificación conservadora*	*B1 a,b(i, ii, iii, iv, v), c(iv) + B2 a,b(i, ii, iii,iv, v), c(iv)* *B1 a,b(iii) + B2 a,b(iii)*	*VU* *VU*	*No*	*VU*	*NT*	*LC*
B. bufo	*Clasificación no conservadora* *Clasificación conservadora*	*B 1 b(iii, iv, v), c (iv)* *B 1 b(iii)*	*VU* *NT*	*No*	*VU* (VU-NT)*	*LC*	*LC*
E. calamita	*Clasificación no conservadora* *Clasificación conservadora*	*B 1 b(iii, iv, v), c (iv)* *B 1 b(iii)*	*VU* *NT*	*No*	*VU* (VU-NT)*	*LC*	*LC*
D. jeanneae	*Clasificación no conservadora* *Clasificación conservadora*	*B1 a,b (i, ii, iii), c(iv) + B2 a,b(i, ii, iii), c(iv)* *B1 a,b (iii) + B2 a,b(iii)*	*EN* *EN*	*No*	*EN*	*NT*	*NT*
P. punctatus	*Clasificación no conservadora* *Clasificación conservadora*	*B 1 b(iii, iv, v), c (iv)* *B 1 b(iii)*	*VU* *NT*	*No*	*VU* (VU-NT)*	*LC*	*LC*
P. cultripes	*Clasificación no conservadora* *Clasificación conservadora*	*B 1 b(iii, iv, v), c (iv)* *B 1 b(iii)*	*VU* *NT*	*No*	*VU* (VU-NT)*	*LC*	*NT*
P. perezi	*Clasificación no conservadora* *Clasificación conservadora*		*LC* *LC*	*Si*	*LC*	*LC*	*LC*
H. meridionalis	*Clasificación no conservadora* *Clasificación conservadora*	 *B1 a,b(iii)*	*RE* *EN*	*No*	*RE (RE-EN)*	*NT*	*LC*
P. waltl			*DD*	*No*	*DD*	*NT*	*NT*

Tabla II. Estatus de conservación de las especies presentes en la Región de Murcia. Se presentan los criterios y categorías de amenaza para las especies estudiadas establecidos a nivel mediterráneo (Cox *et al.*, 2006) y nacional (Pleguezuelos *et al.*, 2002).

Table II. Conservation status of amphibian species present in Murcia Region. Criteria and threat categories for the studied species established at Mediterranean (Cox *et al.*, 2006) and national level (Pleguezuelos *et al.*, 2002) are presented.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos sobre la tendencia de la comunidad de anfibios de la Región revelan una disminución significativa en el número de especies por cuadrícula U.T.M. 10x10 km y, atendiendo a la distribución actual, una dominancia de aquellas cuadrículas donde no se han detectado anfibios o sólo se ha confirmado la presencia de una única especie. Todo ello sugiere una regresión generalizada del este componente faunístico en la totalidad del territorio regional.

La Región de Murcia actualmente está sometida a un severo proceso de degradación medioambiental, como consecuencia principalmente de la proliferación de explotaciones intensivas ganaderas (Martínez, 2003), de un crecimiento urbanístico notable (García & García, 2003) y de la sustitución de las prácticas agrícolas tradicionales de secano por explotaciones extensivas de regadío (Martínez & Esteve, 2003). Las especies de anfibios presentes en la Región seleccionan, o al menos utilizan en gran medida, como hábitat reproductor arroyos, cursos intermitentes o pequeños cuerpos de agua utilizados en las prácticas agropecuarias tradicionales (Egea-Serrano *et al.*, 2005b, 2005e, 2005f; Egea-Serrano *et al.*, 2006a). Adicionalmente, son en estos cuerpos de agua donde varias especies presentan sus mayores densidades larvarias (Egea-Serrano *et al.*, 2005d). Los factores responsables de la degradación medioambiental señalados implican la modificación o destrucción de estos cuerpos de agua, así como la alteración de los diferentes hábitats terrestres, lo que podría explicar los resultados obtenidos en el presente trabajo. Asimismo, esta degradación o desaparición de cuerpos de agua y la alteración de los hábitats terrestres serían también responsables de la disminución detectada en el área de distribución de *Discoglossus jeanneae, Bufo bufo, Epidalea calamita y Pleurodeles waltl*; ya que estos factores se han descrito como responsables de la regresión de estas especies a escala nacional (Pleguezuelos *et al.*, 2002).

En relación al riesgo de extinción, de las 11 especies de anfibios descritas en la Región de Murcia, nueve (81,82%) son consideradas como Casi Amenazadas o presentan un riesgo de extinción superior. Esta valoración resalta el elevado riesgo de extinción que actualmente muestra este componente en comparación con las evaluaciones realizadas a nivel mediterráneo y nacional (tabla II). A su vez, estos resultados difieren notablemente de los presentados en Robledano *et al.* (2006), donde se considera que no se dispone de información adecuada para la aplicación de criterios UICN (UICN, 2001) para el 72,7% de las especies de anfibios de la Región. Aunque la tendencia a evaluar un taxón

como Datos Insuficientes (DD) puede ser importante (IUCN, 2004), la UICN destaca la necesidad de emplear cualquier información disponible para la evaluación de su riesgo de extinción (UICN, 2001; IUCN, 2004). Sin embargo, en la evaluación del riesgo de extinción sobre la batracofauna murciana realizada en ROBLEDANO *et al.* (2006) no se ha considerado la creciente información recientemente publicada sobre la misma. Así, éste podría ser uno de los factores que han conllevado a la importante discrepancia entre ambos resultados.

Respecto a las especies catalogadas en ROBLEDANO *et al.* (2006), únicamente el riesgo de extinción valorado para *Alytes dickhilleni* (VU) coincide con los resultados expuestos en el presente trabajo. En el caso de *Pleurodeles waltl*, la controversia existente sobre su distribución regional (EGEA-SERRANO *et al.*, 2005a), así como la ausencia de estudios sobre el estado de sus poblaciones han sido las causas de considerar los datos actuales como deficientes para su catalogación. Son necesarios estudios orientados a establecer la distribución real de la especie en el área de estudio para poder establecer con el mayor rigor posible su riesgo de extinción ya que, en nuestra opinión, la catalogación de Vulnerable presentada por ROBLEDANO *et al.* (2006) podría ser imprecisa. Otra especie que muestra gran disparidad entre la evaluación aquí presentada y la realizada en el *Libro Rojo* es *Hyla meridionalis*. Desde la década de 1980 no se ha confirmado la presencia de esta especie lo que, sumado a la notable destrucción del hábitat en los núcleos donde fue citada, podría indicar su desaparición de la fauna murciana (EGEA-SERRANO *et al.*, 2005a, 2005b; MARTÍNEZ, *com. pers.*). Este aspecto también se expone en el *Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia* (ROBLEDANO *et al.*, 2006). Sin embargo, la catalogación asignada en éste es la de Vulnerable, hecho que resulta incongruente y subestimaría el riesgo de desaparición real de la especie. Así, la evaluación registrada en el presente trabajo (RE(RE-EN)) representaría un reflejo más realista del estado crítico de la misma.

EGEA-SERRANO *et al.* (2006b) evaluaron el riesgo de extinción de las especies descritas en la Región de Murcia (excepto *Hyla meridionalis* y *Pleurodeles waltl*) sobre la base de sus características corológicas, biológicas y ecológicas. En este trabajo, las especies más amenazadas fueron *Discoglossus jeanneae, Alytes dickhilleni, Alytes obstetricans* y *Salamandra salamandra*, las cuales han resultado presentar asimismo los mayores riesgos de extinción mediante la aplicación de los criterios UICN. Este hecho sugiere que la metodología propuesta por EGEA-SERRANO *et al.* (2006b) podría ser considerada como una alternativa eficaz para evaluar el riesgo de extinción de un taxón cuando la aplicación de los criterios UICN no es viable.

Finalmente, cabe destacar que la regresión detectada en la comunidad de anfibios de la Región de Murcia y la existencia de especies expuestas a un elevado riesgo de extinción evidencia la urgencia que presenta el adoptar medidas orientadas a garantizar la conservación de este grupo faunístico. Entre otras, la recuperación y conservación de las prácticas agropecuarias tradicionales (SCOCCIANTI, 2001) permitiría el mantenimiento de hábitats terrestres y acuáticos que favorecen la colonización y el flujo genético entre poblaciones, aspecto esencial en su conservación (SEMLITSCH, 2002). Por otra parte, las incertidumbres detectadas en relación al riesgo de extinción regional de diversas especies señalan la importancia que presenta la utilización de información completa y actualizada para la aplicación de los criterios UICN (UICN, 2001).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los miembros de la Línea de *Investigación Conservación de Vertebrados Acuáticos* del Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia su ayuda durante la realización del presente estudio. Asimismo agradecemos a Roque Martínez sus comentarios sobre la herpetofauna y medio ambiente de la Comarca del Altiplano de la Región de Murcia. A. Egea-Serrano disfruta de una Beca Predoctoral Caja de Ahorros del Mediterráneo.

BIBLIOGRAFÍA

BLAUSTEIN, A.R. & KIESECKER, J.M. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibina populations. *Ecology Letters*, 5: 597-608.

BORKIN, L.J. 1999. Distribution of Amphibians in North Africa, Europe, Western Asia, and the Former Soviet Union. In: *Patterns of Distribution of Amphibians. A Global Perspective*. Duellman, W.E. (Ed.): 329-420. The Johns Hopkins University Press. Baltimore.

COX, N., CHANSON, J. & STUART, S. 2006. *El estado de conservación y la distribución geográfica de reptiles y anfibios en la cuenca del Mediterráneo*. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.

EGEA-SERRANO, A. 2005. *La Comunidad de Anfibios de la Comarca del Noroeste de la Región de Murcia (SE Península Ibérica): Patrón de Distribución y Estrategia Reproductora.* Tesis de Licenciatura Inédita. Universidad de Murcia. Murcia.

EGEA-SERRANO, A., VERDIELL, D.; DE MAYA, J.A., MIÑANO, P., ANDREU, A., OLIVA-PATERNA, F.J. & TORRALVA, M. 2005a. Actualización del atlas de distribución de los anfibios en la Región de Murcia (SE Península Ibérica). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 16: 11-14.

EGEA-SERRANO, A.; OLIVA-PATERNA, F.J., MIÑANO, P., VERDIELL, D., DE MAYA, J.A., ANDREU, A., TEJEDO, M. & TORRALVA, M. 2005b. Actualización de la distribución de los anfibios de la Región de Murcia (SE Península Ibérica). *Anales de Biología*, 27: 53-62.

EGEA-SERRANO, A.; OLIVA-PATERNA, F.J. & TORRALVA, M. 2005c. Caracterización altitudinal de la comunidad de anfibios de la Región de Murcia (SE Península Ibérica). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española,* 16: 15-18.

EGEA-SERRANO, A., OLIVA-PATERNA, F.J. & TORRALVA, M. 2005d. Fenología reproductiva de la comunidad de anfibios presente en el noroeste de la Región de Murcia (SE Península Ibérica). *Zoologica Baetica*, 16: 59-72.

EGEA-SERRANO, A., OLIVA-PATERNA, F.J. & TORRALVA, M. 2005e. Selección de hábitat reproductor por *Rana perezi* Seoane, 1885 en el NO de la Región de Murcia (SE Península Ibérica). *Revista Española de Herpetología*, 19: 113-125.

EGEA-SERRANO, A., OLIVA-PATERNA, F.J. & TORRALVA, M. 2006a. Breeding habitat selection of *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758) in the most arid zone of its European distribution range: application to conservation management. *Hydrobiologia*, 560: 363-371.

EGEA-SERRANO, A., OLIVA-PATERNA, F.J. & TORRALVA, M. 2006b. Amphibians in Murcia Region (SE Iberian Peninsula): conservation status and priority areas. *Animal Biodiversity and Conservation*, 29: 33-41.

EGEA-SERRANO, A., OLIVA-PATERNA, F.J., TEJEDO, M. & TORRALVA, M. 2006c. Analysis of breeding habitat selection of an endangered species in the most arid zone of its distribution range: the case of *Alytes dickhilleni* Arntzen & García-París, 1995. *Acta Herpetologica*, 1: 81-94.

ESCORIZA, E. 2004. Nuevos datos sobre distribución de anfibios y reptiles en la Región de Murcia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 15(2): 85-89.

FRANCO, A. & RODRÍGUEZ, M. 2001. *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

GARCÍA, A. & GARCÍA, L. 2003. Uso turístico del litoral murciano. In: *Los Recursos Naturales de la Región de Murcia. Un Análisis Interdisciplinar.* Esteve, M.A.; Lloréns, M. & Martínez, C. (Eds.): 395-403. Universidad de Murcia, Murcia.

GÄRDENFORS, U. 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(9): 511-516.

GARDNER, T. 2001. Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24: 25-44.

IUCN. 2004. *Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

LIZANA, M. & MÁRQUEZ, M. 2002. Nuevas categorías UICN y "Ficha Estado de Conservación" de los Anfibios y Reptiles españoles. In: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Pleguezuelos, J.M.; Márquez, R. & Lizana, M. (Eds.): 33-40. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.

MARTÍNEZ, J.M. 2003. La ganadería desde mediados del siglo XIX. In: *Los Recursos Naturales de la Región de Murcia. Un Análisis Interdisciplinar*. Esteve, M.A.; Lloréns, M. & Martínez, C. (Eds.): 208-212. Universidad de Murcia, Murcia.

MARTÍNEZ, J. & ESTEVE, M.A. 2003. Dinámica y sostenibilidad ambiental de los regadíos murcianos. In: *Los Recursos Naturales de la Región de Murcia. Un Análisis Interdisciplinar.* Esteve, M.A.; Lloréns, M. & Martínez, C. (Eds.): 213-225. Universidad de Murcia, Murcia.

MIÑANO, P.; EGEA, A., OLIVA- PATERNA, F.J. & TORRALVA, M. 2003. Habitat reproductor de *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758) en el Noroeste de la Región de Murcia (SE Península Ibérica): Distribución actualizada. *Anales de Biología*, 25: 203- 205.

PECHMAN, J.H.K., SCOTT, D.E., SEMLITSCH, R.D., CALDWELL, J.P., VITT, L.J. & GIBBONS, J.W. 1991. Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science*, 253: 892-895.

PLEGUEZUELOS, J.M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (eds.). 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.

ROBLEDANO, F., CALVO, J.F. & HERNÁNDEZ-GIL, V. (cómite redactor). 2006. *Libro Rojo de los vertebrados de la Región de Murcia*. Consejería de Industria y Medio Ambiente. Dirección General del Medio Natural. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

SÁNCHEZ, P., GUERRA, P. & CARRIÓN, M.A. 2002. *Libro Rojo de la flora silvestre protegida de la Región de Murcia*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Dirección General del Medio Natural. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

SCOCCIANTI, C. 2001. *Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione [Amphibia: Aspects of Conservation Ecology]*. Editore Guido Persichino Grafica. Firenze.

SEMLITSCH, R.D. 2002. Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. *Conservation Biology*, 16: 619-629.

SEMLITSCH, R.D. 2003. Introduction: general threats to amphibians. In: *Amphibian Conservation*. Semlitsch, R.D. (Ed.): 1-7. Smithsonian, Washington.

STUART, S.N.; CHNASON, J.S.; COX, N.A., YOUNG, B.E., RODRIGUEZ, A.S.L., FISCHMAN, D.L. & WALLER, R.M. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306: 1783-1786.

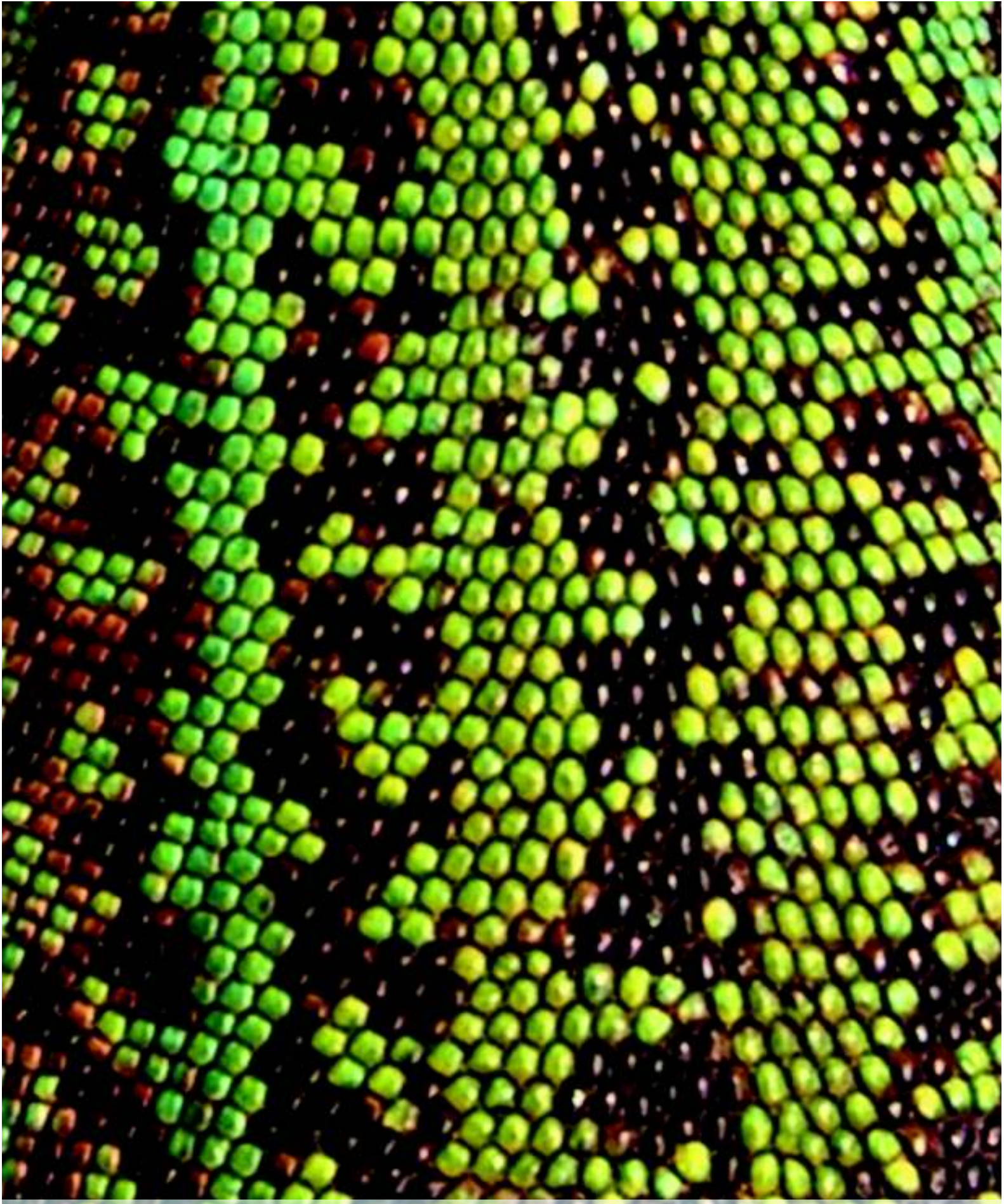
TORRALVA, M., OLIVA-PATERNA, F.J., EGEA-SERRANO, A.; MIÑANO, P.A., VERDIELL, D., DE MAYA, J.A. & ANDREU, A. 2005. *Atlas de distribución de los anfibios de la Región de Murcia*. Consejería de Industria y Medio Ambiente. Dirección General del Medio Natural. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

UICN. 2001. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.

UICN. 2003. *Directrices para emplear los Criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional: Versión 3.0*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.

VIADA, C. 2006. *Libro Rojo de los Vertebrados de las Baleares*. Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears.

VIDAL-ABARCA, M.R., MONTES, R., RAMÍREZ-DÍAZ, L. & SUÁREZ, M.L. 1987. El clima de la Cuenca del Río Segura (S.E. de España): Factores que lo controlan. *Anales de Biología*, 12: 11-28.



Herpetofauna del Parque Natural de Izki (Álava, País Vasco)

Alejandro Onrubia, Mario Sáenz de Buruaga, Miguel Ángel Campos & Alfonso Balmorí

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	58-64	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Herpetofauna del Parque Natural de Izki (Álava, País Vasco)

Herpetofauna of the Izki Natural Park (Álava, Basque Country)

Alejandro Onrubia[1], Mario Sáenz de Buruaga, Miguel Ángel Campos & Alfonso Balmorí
Consultora de Recursos Naturales, S.L.
[1] C/. Mayor 18 A. 09218-Taravero (Treviño).
*otis@euskalnet.net

RESUMEN

El estudio de los anfibios se ha planteado a partir de "mangueos" de puntos de agua, recorridos nocturnos, censo de coros y trampeo mediante pitfall. Los reptiles se han muestreado mediante itinerarios de censo, trampeo con pitfall y la búsqueda de ejemplares atropellados. Los muestreos se realizaron en 1999 y 2000. La comunidad de anfibios está constituida por 12 especies: 3 urodelos y 9 anuros, destacando la importante población de *Rana dalmatina*. El método más eficaz ha sido el "mangueo" de puntos de agua. La comunidad de reptiles está constituida por 15 especies, que incluye 6 lacértidos, 1 ánguido, 1 eslizón y 7 ofidios. Los itinerarios de censo han constituido el método más eficaz de muestreo. Los anfibios y reptiles de Izki constituyen una muestra representativa y bien conservada de la herpetofauna del norte ibérico.

PALABRAS CLAVE: Izki, parque natural, anfibios, reptiles, métodos de censo.

ABSTRACT

The study of the amphibians has been designed as samplings of water bodies, nocturnal transects, census of chorus and the use of pitfall traps. The reptiles have been studied by mean of transects, trapping with pitfall and census of run over individuals. The samplings were made between 1999 and 2000. The amphibian community is formed by 12 species: 3 tailed amphibians and 9 tailless, being exceptional the population of the Agile frog. The landing net used in water bodies has been the most efficient method. The reptile community is formed by 15 species, included 6 lacertid lizards, 1 anguid lizard, 1 skink and 7 snakes. The transects have been the most efficient method for sampling. Amphibians and reptiles of Izki are a representative and well conserved sample of the Northern Iberian herpetofauna.

KEY WORDS: Izki, natural park, amphibians, reptiles, sampling methods.

LABURPENA

Ur-puntuetako "mangeoak", gaueko ibilaldiak, koru-erroldak eta pitfall bidezko tranpak izan dira anfibioak ikertzeko erabili diren baliabideak. Anfibioen laginak hartzeko erabilitako teknikak, berriz, errolda-ibilaldiak, pitfall bidezko tranpak eta autoek harrapatutako ale-bilaketak izan dira. Laginak 1999 eta 2000 urteen artean hartu ziren. Anfibioen komunitatea 12 espeziez osaturik dago: 3 urodeloz eta 90 anuruz, *Rana dalmantina* populazioaren garrantzia azpimarratu behar delarik. Metodorik eraginkorrena ur puntuetako "mangeoa" izan da. Narrastien komunitatea 15 espeziez osaturik dago, eta 6 lazertido, angido 1, eskinko 1 eta 7 ofidio sartzen dira hor barruan. Errolda-ibilaldiak izan dira laginak hartzeko metodorik eraginkorrenak. Izkiko anfibioak eta narrastiak Iberia-iparraldeko herpetofaunaren ale adierazgarriak dira eta oso ongi kontserbaturik daude.

GAKO-HITZAK: Izki, parke naturala, anfibioak, narrastiak, erroldak egiteko metodoak.

INTRODUCCIÓN

A instancias del Departamento de Industria, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco, se aprobó el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del área de Izki en el Decreto 64/1998, de 31 de marzo, publicado en el Boletín Oficial del País Vasco el día 4 de mayo de 1998. En esa misma fecha se declara el Parque Natural de Izki en el Decreto 65/1998.

La declaración de un espacio natural protegido precisa de un profundo conocimiento de sus componentes bióticos, que incluye no sólo la catalogación explícita de animales, sino también cuáles son las relaciones bioecológicas entre éstos y el medio: dónde se distribuyen dentro del Parque, cuál es su distribución a lo largo del tiempo (ciclo anual), cuáles son las estructuras demográficas de las especies según la zonificación ambiental del espacio natural, qué valoración faunística puede hacerse en atención a su distribución, y cuál es el estado de conservación de sus poblaciones animales. En definitiva, se trata de profundizar en la realidad biológica de un espacio que se ha decidido conservar especialmente o que, en cualquier caso, está sujeto a una planificación que requiere conocer de forma integrada los recursos naturales que ofrece.

A continuación se expone una síntesis del "Estudio de los Vertebrados del Parque Natural de Izki", en lo referente a la herpetofauna, trabajo desarrollado a lo largo de los años 1999 y 2000 y en el que se abordan aspectos tales como: especies, distribución, dinámica espacial y temporal, estado demográfico, estado de conservación y posibles medidas de gestión de acuerdo a la fauna de verte-

brados (ONRUBIA, A., SÁENZ DE BURUAGA, M., CAMPOS, M.A. & BALMORÍ, A. 2001. *Estudio Faunístico del Parque Natural de Izki*. Informe inédito).

ÁREA DE ESTUDIO. MATERIAL Y MÉTODOS

El Parque Natural de Izki está situado en la Montaña Alavesa (País Vasco), extendiéndose sobre una superficie de 9.081 hectáreas en torno al valle del río Izki. El rango altitudinal varía entre los 610 y los 1.175 m y el clima se considera de transición entre el Atlántico y el Mediterráneo. Las precipitaciones anuales superan los 800 mm, correspondiendo a ombrotipos subhúmedo y húmedo. La temperatura media anual ronda los 11ºC, con inviernos fríos y veranos templados, existiendo un cierto periodo de sequía estival. La cuenca del río Izki se asienta en terrenos de litologías arenosas, alternando con areniscas y margas, conformando una sucesión de pequeños valles y suaves ondulaciones que se bordean por mesetas calizas de cierta extensión. La vegetación incluye bosques de frondosas del tipo hayedo, marojal, quejigal y encinar, y puntualmente con otras formaciones como alisedas y saucedas, turberas y vegetación rupícola. La destrucción de estos bosques ha derivado en la presencia de espacios abiertos dominados por brezales-argomales en las zonas silíceas y pastizales en las calizas. Actualmente, el 69,15% de la superficie se corresponde con bosques de frondosas, el 2,8% con repoblaciones de coníferas, el 0,7% con formaciones arbustivas, el 20,8% con mosaicos de pastizal-matorral, el 5,7% con prados y cultivos y menos del 1% son otras formaciones (zonas húmedas, pueblos). El parque incluye una de las masas de roble melojo (*Quercus pyrenaica*) más extensa y mejor conservada de Europa.

La mayor parte del Parque Natural es de propiedad pública, siendo los principales usos del territorio el aprovechamiento forestal, la ganadería extensiva, el uso público, las actividades extractivas y la actividad cinegética y piscícola.

El estudio de la herpetofauna de Izki se ha desarrollado entre noviembre de 1999 y octubre de 2000. El inventario de anfibios ha precisado la combinación de varias metodologías de trabajo (TELLERÍA, 1986; HEYER *et al.*, 1994; GENT & GIBSON, 2003): 1) muestreo con mangas de puntos de agua (25 puntos muestreados en tres momentos del ciclo anual –febrero, marzo y junio-, homogeneizando el esfuerzo a 10 minutos por punto de agua); 2) recorridos nocturnos (21 taxiados con banda de 4 metros que totalizan unos 30 kilómetros de longitud repetidos con periodicidad mensual, seleccionando meteorologías propicias (temperaturas suaves, sin viento, humedad elevada), expresando los resultados en densidades relativas; 3) censo de coros nocturnos (muestreo de 6 puntos de agua en los meses de abril y mayo, estimando el número de individuos que intervenían en los coros); y 4) trampeo mediante trampas de caída o pitfall (tres estaciones de trampeo consistentes en 5 tubos enterrados conformando una cruz, con vallas de intercepción entre ellos, dispuestas en el marojal, ribera y prebrezal, activas en periodos de 15 días consecutivos dos veces en primavera; índices de abundancia expresados en capturas por 100 trampas-noche).

El principal método de muestreo de reptiles (TELLERÍA, 1986; GENT & GIBSON, 2003) ha sido los itinerarios de censo con rastreo activo de los ejemplares, complementado con otras dos técnicas: el trampeo mediante trampas de caída (ya descrito en el apartado de anfibios) y la recopilación de datos sobre atropellos. Se han seleccionado cuatro itinerarios que cubren de manera representativa los distintos ambientes del Parque (un mínimo de 2 kilómetros de longitud por cada uno de los principales hábitats de Izki) y que se repetían al menos una vez por estación. Estos itinerarios eran realizados a pie por un observador, durante la mañana (a partir de las 10 h), a baja velocidad y en condiciones ambientales propicias (días cálidos sin viento y a poder ser soleados), haciendo un rastreo activo y anotándose todos los ejemplares encontrados en el recorrido, considerando una banda de 2 metros alrededor del observador. A partir de estos datos se han estimado densidades relacionando el número de ejemplares detectados por la superficie muestreada, expresándose los resultados en número de individuos por 100 hectáreas. En total se han realizado 32 jornadas de muestreo que suponen 76,71 kilómetros recorridos (30,67 hectáreas muestreadas), que se reparten entre invierno (7,95 km), otoño (24,4 km), primavera (23,58 km) y verano (20,78 km).

Como metodología novedosa se ha realizado un esfuerzo especial en la búsqueda de ejemplares atropellados, con especial atención a los ofidios (este grupo queda tradicionalmente infravalorado en los muestreos convencionales). Para ello se ha realizado una serie de recorridos en coche de 18-40 kilómetros de longitud por carreteras y pistas del parque, en 8 jornadas entre los meses de mayo y julio. En total se han recorrido 254 kilómetros, en los que se han localizado 23 individuos de 6 especies de ofidios.

RESULTADOS

La comunidad de anfibios de Izki

La comunidad de anfibios del Parque Natural de Izki está constituida por 12 especies: 3 urodelos

(*Salamandra salamandra, Lissotriton helveticus y Triturus marmoratus*) y 9 anuros (*Alytes obstetricans, Discoglossus jeanneae, Pelodytes punctatus, Bufo bufo, Bufo calamita, Hyla arborea, Rana dalmatina, Rana perezi* y *Rana temporaria*).

Las especies de anfibios más comunes en las zonas húmedas del Parque Natural de Izki son el tritón palmeado, el sapo común, la rana verde, la rana bermeja, el sapo partero y la rana ágil, presentes en más del 50% de los humedales muestreados, siendo dominantes en la comunidad la rana bermeja, la ranita de San Antonio, la rana verde, el tritón palmeado y la rana ágil (superan todas ellas el 5% de la abundancia total), e influyentes -entre el 2 y el 5% de la abundancia- el sapo corredor, el sapo común y el sapo partero (tabla I). No obstante se aprecian notables diferencias entre los meses invernales (diciembre-febrero), cuando sólo hacen acto de presencia tres especies en los humedales (rana bermeja, tritón palmeado y rana ágil) y la época estival, cuando pueden detectarse todas las especies de anfibios (12). Así por ejemplo, en los muestreos invernales se capturaron 342 ejemplares, correspondiendo el 79% a rana bermeja y aproximadamente un 10% a los dos restantes (tritón palmeado y rana ágil), mientras que en los muestreos de primavera-verano se han capturado 4.084 ejemplares, correspondiendo el 30% a la ranita de San Antonio, el 26% a la rana bermeja, el 20% a la rana verde y el 7% al tritón palmeado.

	Frecuencia (%)	Abundancia media	Abundancia máxima
Salamandra salamandra	8	0,12	2
Lissotriton helveticus	68	8,52	81
Triturus marmoratus	40	2,6	16
Alytes obstetricans	56	3,6	20
Discoglossus jeanneae	24	1,2	16
Pelodytes punctatus	16	0,4	5
Bufo bufo	68	5,44	33
Bufo calamita	28	6,12	80
Hyla arborea	44	41,24	450
Rana dalmatina	56	7,68	43
Rana perezi	68	25,16	210
Rana temporaria	64	46,6	600

Tabla I. Anfibios. Frecuencia de aparición (porcentaje de presencia en el conjunto de humedales), abundancia media específica (ind/10 minutos) y abundancia máxima encontrada.
Table I. Amphibians. Frecuency of presence (percentage of individuals in the wetlands whole), mean specific abundance (ind / 10 minutes) and maximum abundance (number of individuals).

Los resultados de los itinerarios nocturnos confirman las diferencias estacionales encontradas en los muestreos de puntos de agua (tabla II).

	INVIERNO	PRIMAVERA	VERANO	OTOÑO
Longitud total (km)	**103,45**	**180,6**	**285,5**	**29,2**
Longitud forestal (km)	**48,3**	**60,75**	**182,2**	**14,65**
Longitud zonas abiertas (km)	**55,15**	**119,85**	**103,3**	**14,55**
Superficie (ha)-anfibios	**31**	**54,18**	**85,68**	**8,76**
Superficie forestal (ha)	**14,48**	**18,22**	**50,1**	**4,4**
Superficie zonas abiertas (ha)	**16,54**	**35,95**	**30,99**	**4,36**
Densidad total (ind/km²)				
Salamandra salamandra	**0**	**7,66**	**0**	**0**
Lissotriton helveticus	**0**	**11,19**	**0**	**0**
Triturus marmoratus	**0**	**7,66**	**0**	**0**
Alytes obstetricans	**0**	**55,93**	**61,73**	**0**
Bufo bufo	**0**	**559,01**	**218,75**	**182,65**
Bufo calamita	**0**	**123,04**	**103,45**	**0**
Hyla arborea	**0**	**0**	**49,38**	**0**
Rana dalmatina	**0**	**0**	**80,46**	**0**
Rana perezi	**0**	**11,19**	**30,86**	**0**
Rana temporaria	**8,75**	**11,19**	**62,5**	**0**
Densidad forestal (ind/km²)				
Salamandra salamandra	**0**	**32,36**	**0**	**0**
Rana dalmatina	**0**	**0**	**111,64**	**0**
Rana temporaria	**18,31**	**32,36**	**122,7**	**0**

Tabla II. Resultados de los recorridos nocturnos para el censo de anfibios. Datos de densidad expresados en número de individuos por 100 hectáreas. Se indican además la longitud y superficie total muestreada en cada estación, y las correspondientes a los ambientes forestales y las zonas abiertas (campos de cultivo, pastizales y matorrales). Para algunas especies se indica la densidad obtenida en los medios forestales.
Table II. Results of the nocturnal transects for censusing amphibians. The data of densities are expressed in individuals per 100 hectares. It is showed The total length, sampled surface by season, and those of the forested and opened habitats (croplands, grasslands and shrublands) are showed. The density of some species in forested habitats is showed too.

En otoño e invierno sólo se detecta una especie activa (rana bermeja en invierno y sapo común en otoño), y en bajas densidades (8,7 ranas/km^2; 182 sapos/km^2), mientras que en la época estival la riqueza y la abundancia son sensiblemente mayores: 8 especies en primavera y densidades de 787 individuos/km^2, y 7 especies en verano y 607 individuos/km^2. Sin embargo, la densidad encontrada en los recorridos evidencia algunas diferencias con respecto a los puntos de agua: así las especies más abundantes en primavera son el sapo común, el sapo corredor y el sapo partero, y en verano el sapo común, el sapo corredor, la rana ágil, la rana bermeja y el sapo partero. Otras especies, como tritones, ranitas y ranas verdes aparecen siempre en menor cantidad, indicativo de sus costumbres más acuáticas.

La comunidad de reptiles de Izki

La comunidad de reptiles de Izki está constituida por 15 especies, que incluye 6 lacértidos (*Lacerta bilineata, Lacerta lepida, Lacerta vivipara, Podarcis hispanica, Podarcis muralis, Psammodromus algirus*), una de ánguidos (*Anguis fragilis*), un eslizón (*Chalcides striatus*) y 7 especies de ofidios (*Zamenis longissimus, Coronella austriaca, Coronella girondica, Malpolon monspessulanus, Natrix maura, Natrix natrix* y *Vipera aspis*).

Se han encontrado diferencias estacionales muy marcadas en la composición y estructura de la comunidad, indicativo de los patrones de actividad y abundancia del grupo (tabla IV). En invierno se han encontrado densidades globales de 31 ind/km^2 correspondientes a la presencia de una sola especie (lagartija roquera), mientras los picos de riqueza y abundancia se alcanzan en primavera (8 especies y 679 ind/km^2) y en verano (12 especies y 842 ind/km^2), mostrando otoño valores menores. Así las densidades invernales son casi treinta veces menores que las encontradas en verano.

En conjunto, resulta dominante en la comunidad la lagartija ibérica, seguida del lagarto verde y la lagartija roquera. Son influyentes (2-5% de la densidad total), la víbora áspid y la lagartija de turbera, y testimoniales (<2%) el resto. Lagartija ibérica y lagarto verde son dominantes a lo largo de todo el año, excepto en invierno, mientras que la lagartija roquera es dominante en invierno y primavera.

Nombre estación pit-fall	Lataeta	Peña Grande	Los Rosales	Lataeta	Peña Grande	Los Rosales	Totales	
Fecha inicio	08.03.00	08.03.00	08.03.00	23.05.00	23.05.00	23.05.00		
Fecha final	20.03.00	20.03.00	20.03.00	07.06.00	07.06.00	07.06.00		
Nº noches	12	12	12	15	15	15		
Hábitat	Ribera	Marojal	Brezal	Ribera	Marojal	Brezal	Nº	%
Triturus helveticus	0	0	0	0	1	0	1	2,3
Triturus marmoratus	0	0	0	2	1	0	3	6,8
Alytes obstetricans	0	0	0	1	0	0	1	2,3
Bufo bufo	0	0	0	1	1	6	8	18,2
Hyla arborea	0	0	0	1	0	0	1	2,3
Rana dalmatina	0	0	0	6	2	2	10	22,7
Rana perezi	0	0	0	1	0	0	1	2,3
Rana temporaria	0	0	0	7	1	11	19	43,2
Total anfibios	0	0	0	19	6	19	44	100
Lacerta vivipara	0	0	2	0	0	1	3	25,0
Podarcis hispanica	0	0	0	1	0	0	1	8,3
Podarcis muralis	4	1	3	0	0	0	8	66,7
Total reptiles	4	1	5	1	0	1	12	100

Tabla III. Capturas de anfibios y reptiles mediante trampas tipo pitfall
Table III. Number of amphibians and reptiles captured during pitfall trapping sessions.

Respecto a los trampeos con pitfall solamente se han capturado anfibios en la jornada de junio y ninguno en la de marzo (tabla III). Las especies más capturadas son la rana bermeja, rana ágil y sapo común. Además los trampeos aportan algunas referencias sobre la importancia de los distintos hábitats para los anfibios: en el ambiente ripario se capturan 19 ejemplares de 7 especies, mientras que en los brezales-turberas de los Rosales se capturan 19 ejemplares de 3 especies y en el marojal son 6 individuos de 5 especies. La diversidad según el Índice de Shannon oscila entre 1,6 (ribera) y 0,9 (turbera), con valores intermedios (1,3) en el marojal.

	PRIMAVERA	VERANO	OTOÑO	INVIERNO
Longitud (m)	**23580**	**20780**	**24400**	**7950**
Superficie (ha)	**9,42**	**8,31**	**9,76**	**3,18**
Lacerta lepida	0,0	12,0	0,0	0,0
Lacerta bilineata	106,2	216,6	71,7	0,0
Lacerta vivipara	53,1	12,0	0,0	0,0
Podarcis hispanica	265,4	481,4	348,3	0,0
Podarcis muralis	180,5	0,0	10,2	31,5
Psammodromus algirus	0,0	12,0	0,0	0,0
Anguis fragilis	10,6	12,0	0,0	0,0
Chalcides striatus	10,6	12,0	10,2	0,0
Coronella austriaca	0,0	12,0	0,0	0,0
Coronella girondica	10,6	0,0	0,0	0,0
Zamenis longissimus	0,0	0,0	0,0	0,0
Malpolon monspessulanus	0,0	12,0	0,0	0,0
Natrix maura	0,0	12,0	0,0	0,0
Natrix natrix	0,0	24,1	0,0	0,0
Vipera aspis	42,5	24,1	10,2	0,0
Total	**679,4**	**842,4**	**450,7**	**31,5**

Tabla IV. Densidades estacionales (número de individuos por 100 hectáreas) de los reptiles en Izki.
Table IV. Seasonal densities (number of individuals per 100 hectares) of reptiles in Izki.

Respecto al resto de especies, la víbora áspid y la lagartija de turbera son dominantes también en primavera. Respecto a los ofidios, los datos de atropellos indican una mayor abundancia de la culebra de collar, seguida de la culebra lisa, la víbora áspid y, en menor medida, la culebra de agua, resultando el resto más escasas (tabla V).

	Nº	Porcentaje
Longitud recorrida (km)	254	%
Natrix natrix	7	30,4
Natrix maura	3	13,0
Coronella girondica	6	26,1
Coronella austriaca	1	4,3
Zamenis longissimus	1	4,3
Vipera aspis	5	21,7
Total	**23**	**100,0**

Tabla V. Número de reptiles (ofidios) encontrados atropellados.
Table V. Number of knocked down reptiles (snakes).

El análisis a escala de hábitat revela la importancia de los ambientes de campiña, prebrezal, ribera y marojal en los valores de riqueza de especies y diversidad de reptiles, especialmente en primavera y verano.

En primavera, la densidad de reptiles oscila entre 120 y 3.000 ind/km^2, correspondiendo los valores máximos a los prebrezales, las riberas, los carrascales y la campiña. En verano, la densidad varía entre 210 y 2.120 ind/km^2, destacando los valores de las campiñas y las riberas. En otoño, las densidades se reducen notablemente, oscilando entre 84 y 1.070 ind/km^2, destacando únicamente los valores de los marojales. En invierno la presencia de reptiles es prácticamente nula y únicamente los carrascales mantienen una punta de actividad.

En la campiña sólo se detecta actividad de reptiles en los meses estivales. Son dominantes la lagartija ibérica y el lagarto verde, siendo el resto influyente. En los prebrezales se ha detectado actividad herpetológica entre primavera y otoño, con picos en primavera, siendo dominantes la lagartija roquera, lagartija ibérica, lagartija de turbera, lagarto verde, eslizón tridáctilo, culebra lisa y víbora áspid. En el marojal los máximos de riqueza y densidad se alcanzan en otoño, y son dominantes la lagartija ibérica, el lagarto verde, la lagartija de turbera, la lagartija roquera, la culebra lisa y la víbora áspid.

DISCUSIÓN

A tenor de los resultados obtenidos se aprecia que el muestreo de puntos de agua es el método más eficaz para estudiar los anfibios, aportando datos también de abundancia relativa. Así, en los mangueos se localizan 12 especies, en los itinerarios nocturnos 10 y 8 en los trampeos. Por su parte, los datos de abundancia no son totalmente coincidentes: en los mangueos dominan las tres especies de ranas, la ranita, el tritón palmeado y las 2 especies de sapos, siendo las más ubicuas la rana verde, el tritón palmeado, el sapo común, la rana bermeja, la rana ágil y el sapo partero. Por su parte en los itinerarios nocturnos dominan los dos sapos, las ranas pardas y el sapo partero, mientras que en los trampeos lo hacen las dos ranas pardas, el sapo común y el tritón jaspeado.

Estas diferencias encontradas tienen su explicación en la propia biología de las diferentes especies de anfibios: mientras que todas ellas dependen de las zonas húmedas para reproducirse y, por lo tanto, en algún momento de su ciclo vital deben utilizar esos medios, siendo entonces asequibles a los mangueos, no todas tienen fases terrestres que son detectadas en los itinerarios y trampeos.

En cualquiera de los casos, los métodos son complementarios y lejos de presentar discrepancias arrojan distintos enfoques para abordar el mismo problema: delimitar la comunidad de anfibios de Izki. Así, la conjunción de los tres métodos permite determinar qué especies son más abundantes en Izki. Por ejemplo, las ranas pardas son muy abundantes (y la bermeja más que la ágil), al igual que los sapos (especialmente el sapo común), la rana verde, la ranita de San Antonio, el

tritón palmeado y el sapo partero. Por el contrario, el sapillo moteado, la salamandra y el sapillo pintojo son realmente raros o escasos. Además, también se consiguen datos sobre su fenología: el invierno es de las ranas bermejas, mientras la primavera es la mejor época para la mayoría de las especies (sapos, tritones, ranas y ranitas), y en menor medida el verano.

Respecto a los reptiles, en los itinerarios de censo se han detectado 14 de las 15 especies; en los trampeos sólo 3 y en los recorridos de búsqueda de atropellos 6 de las 7 especies de ofidios. Estos datos avalan la validez de los itinerarios para el estudio de los reptiles y la información accesoria obtenida de los atropellos.

El catálogo de anfibios de Izki incluye el 70% de las especies de anfibios de la Comunidad Autónoma del País Vasco y el 44% de los españoles. Por su parte, la comunidad de reptiles está compuesta por el 71 y 26%, respectivamente. Además, incluye una especie en un estatus de conservación desfavorable según el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas, la rana ágil, incluida en la categoría de Vulnerable.

El parque natural de Izki alberga una notable y rica comunidad de anfibios y reptiles, representativa de la herpetofauna vasca, especialmente de la forestal. Además cobija una de las poblaciones más importantes de rana ágil de la península Ibérica.

AGRADECIMIENTOS

El equipo de Consultora de Recursos Naturales, S.L. quiere agradecer la colaboración prestada por todas aquellas personas que han participado en este trabajo, bien en los muestreos de campo o facilitando información, y muy en especial a las siguientes: Arantza Puente, Oscar Escribano, Raúl Arenas, Javier Villasante, Jacinto Román, Teresa Andrés, Idoia Álvarez de Arkaia, Iñaki Martínez, Francisco Zufiaur, Merche Larrea, Esther Bernedo, Enrique Arberas y Javier López de Luzuriaga.

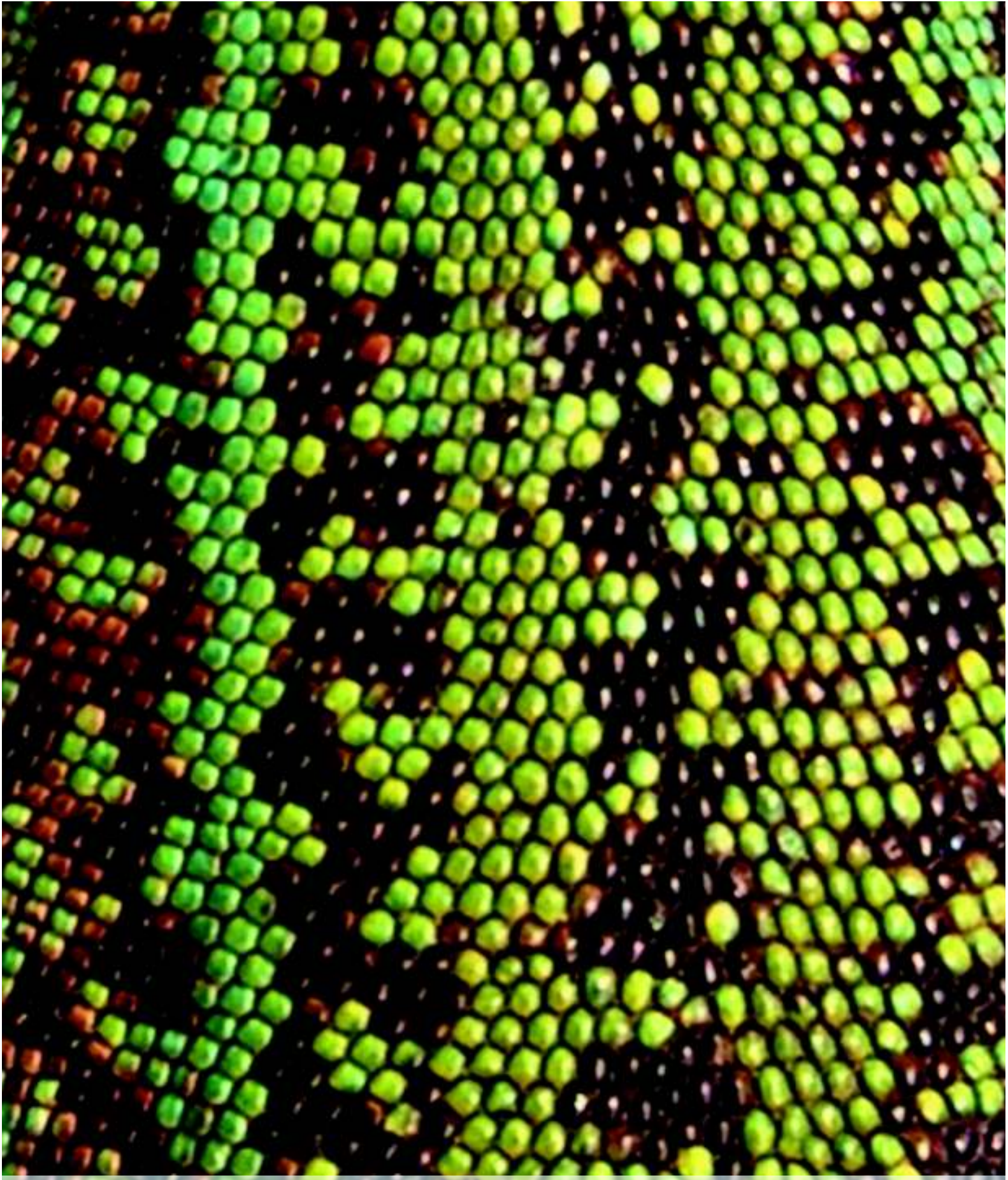
BIBLIOGRAFÍA

GENT, T & GIBSON, S. 2003. *Herpetofauna Workers´ Manual*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.

HEYER, W.R.; DONNELLY, M.A.; MCDIARMID, R.W.; HAYEK, L.C. & FOSTER, M.S. 1994. *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington.

TELLERÍA, J.L. 1986. *Manual para el censo de vertebrados terrestres*. Ed. Raíces, Madrid.

Foto: Iñaki Sanz



Estado de conservación de poblaciones periféricas de anfibios: tritón pirenaico *Euproctus asper* y sapo de espuelas *Pelobates cultripes* en la Comunidad Autónoma del País Vasco

Iñaki Olano, Nerea Ruiz de Azua, José María Fernández, María Jesús Arrayago & Antonio Bea

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	66-73	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Estado de conservación de poblaciones periféricas de anfibios: tritón pirenaico *Euproctus asper* y sapo de espuelas *Pelobates cultripes* en la Comunidad Autónoma del País Vasco

Conservation status of edge amphibian populations: pyrenean mountain newt *Euproctus asper* and western spadefoot *Pelobates cultripes* in the Basque Autonomous Community

Iñaki Olano[1], Nerea Ruiz de Azua[1], José María Fernández[2], María Jesús Arrayago[1] & Antonio Bea[1]
[1]Ekos Estudios Ambientales SL
Plaza del Caddie, 1, 1º. 20160 Lasarte (Gipuzkoa)
ekos@ekos-sl.com
[2]IKT SA
Granja Modelo, s/n. 01192 Arkaute (Álava)
jfernandez@ikt.es

RESUMEN

En el ámbito de la Comunidad Autónoma del País Vasco, el tritón pirenaico *Euproctus asper* y el sapo de espuelas *Pelobates cultripes* presentan poblaciones extremadamente puntuales y periféricas respecto a sus áreas de distribución ibéricas. Durante el año 2005 se realizó un estudio de campo con el fin de actualizar el estado de conservación de sus poblaciones. En cuanto a *E. asper*, se prospectaron un total de 16 torrentes de cabecera pertenecientes a cuatro subcuencas hidrográficas del este de Gipuzkoa, una de las cuales comprendía el área de distribución conocida de la especie mientras las otras tres eran adyacentes. Se verificó la presencia en una sola subcuenca y en cinco torrentes, aunque en tres de ellos la abundancia numérica fue mínima. Si bien el área de distribución se habría mantenido durante los últimos 15 años, la vulnerabilidad de este único núcleo sigue siendo muy elevada. Para *P. cultripes* se muestrearon diez humedales del borde meridional alavés, de tipología variada (graveras en explotación y abandonadas, lagunas sedimentarias y fluviales, balsas artificiales). En este caso no se consiguió ningún contacto con la especie. Las citas históricas corresponden a ejemplares aislados, de forma que no ha sido posible confirmar la existencia de una población reproductora.

PALABRAS CLAVE: *Euproctus asper, Pelobates cultripes,* estado de conservación, País Vasco.

ABSTRACT

In the Basque Autonomous Community, the Pyrenean Mountain Newt *Euproctus asper* and the Western Spadefoot *Pelobates cultripes* have extremely patched and peripheral populations, in relation to their global Iberian distributions. In 2005 we performed a surveillance to update the conservation status of these populations. Regarding *E. asper*, 16 mountain streams belonging to four hydrographic sub basins in Eastern Gipuzkoa were investigated; one of them included the previously known range of the species and the rest were adjacent. Positive results were obtained in one sub basin and five torrents, though in three of them quantitative abundances were remarkably low. The species range has probably remained stable for the last 15 years, but vulnerability of this only nucleus is still very high. As for *P. cultripes*, ten small wetlands in Southern Álava were investigated. Typologies were varied (exploited and abandoned gravel pits, riverine and sedimentary lagoons, artificial dams). In this case we couldn't obtain any positive contact. Previous observations always referred to isolated individuals, so that currently we were not able to confirm the existence of a reproductive population.

KEY WORDS: *Euproctus asper, Pelobates cultripes,* conservation status, Basque Country.

LABURPENA

Euskal Autonomia Erkidegoaren esparruan, uhandre piriniarrak (*Europroctus asper*) eta apo ezproidunak (*Pelobates cultripes*) oso-oso populazio puntualak eta periferikoak izan ohi dituzte, dagozkien iberiar distribuzio-guneekin alderatuta. 2005. urtean landa-lan bat burutu zen populazio horien kontserbazio-egoera gaurkotzeko asmoz. *E. asper-ri* dagokionez, guztira 16 goi-erreka aztertu ziren Gipuzkoa-ekialdeko lau azpiarro hidrografikotan, horietako batek espeziearen distribuzio-eremu ezaguna hartzen zuelarik; beste hirurak, ordea, albokoak ziren. Azpiarro bakar batean eta bost basaerrekatan bizi zela egiaztatu zen, horietako hirutan kopuru-ugaritasuna minimoa izan bazen ere. Azken 15 urteetan distribuzio-esparruak bere horretan iraun arren, gune bakar honen hauskortasunak oso handia izaten jarraitzen du. *P. cultrives-en* kasuan, Araba-hegoaldeko ertzean laginak bildu ziren tipologia ugariko 15 hezegunetan (legar-hobi abandonatuak eta ustiatuak, urmael sedimentarioak eta ibai-aintzira txikiak, istil artifizialak). Kasu honetan ez zen inongo harremanik lortu espeziearekin. Aipu historikoak ale bakartuei buruzkoak dira; beraz, populazio ugaltzaileren bat bertan bizi ote den egiaztatzea ez da posible izan.

GAKO-HITZAK: *Euproctus asper, Pelobates cultripes*, kontserbazio-egoera, Euskal Herria.

INTRODUCCIÓN, CONTEXTO E INFORMACIÓN PREVIA

En la Península Ibérica, las poblaciones de tritón pirenaico *Euproctus asper* (Dugès, 1852) y sapo de espuelas *Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829) presentan distribución pirenaica estricta y mediterránea amplia, respectivamente (Pleguezuelos *et al.*, 2002). Ambas especies forman parte de la herpetofauna de la Comunidad Autónoma del País Vasco, ya que han sido citadas en diversas ocasiones: *E.*

asper en el valle del Leitzaran (E de Gipuzkoa) y *P. cultripes* en el extremo sur de Álava (BEA, 1985; PLEGUEZUELOS *et al.*, 2002; figura 1). Sin embargo, consideradas en un contexto general, estas poblaciones podrían tener un carácter periférico o marginal: se situarían próximas a sus límites biogeográficos y bioecológicos, y estarían aisladas o mantendrían reducida conectividad respecto a otras poblaciones o áreas fuente. Independientemente de su entidad numérica, estos factores incrementan el grado de vulnerabilidad y riesgo de desaparición de ambas poblaciones -véanse indicaciones de TEJEDO & REQUES (2002), en relación con *P. cultripes*-, aunque desde una perspectiva de conservación metapoblacional su relevancia pueda ser comparativamente menor.

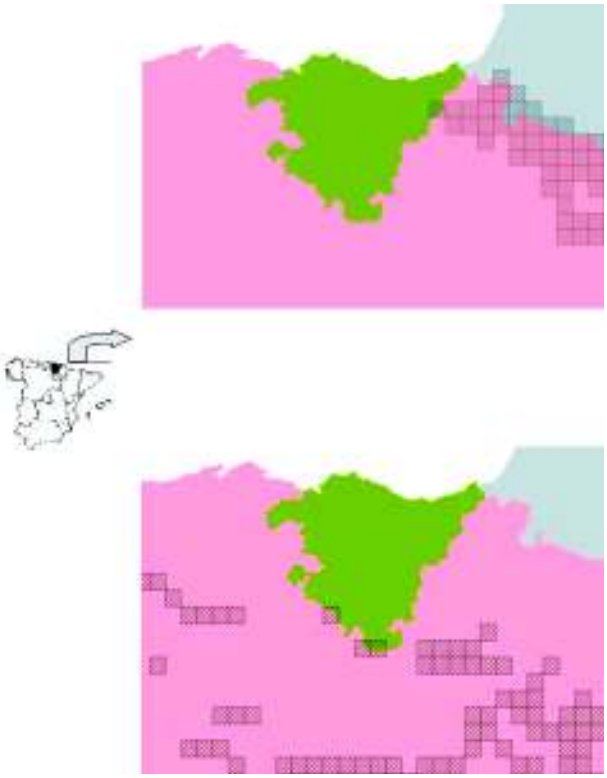


Figura 1. Área de distribución del tritón pirenaico *Euproctus asper* (arriba) y del sapo de espuelas *Pelobates cultripes* (abajo) en la Comunidad Autónoma del País Vasco y su entorno, representada en cuadrículas UTM de 100 km^2, según Pleguezuelos et al. (2002).

Figure 1. Distribution range of Pyrenean Mountain Newt *Euprocuts asper* (up) and Western Spadefoot *Pelobates cultripes* (down) in the Basque Country Autonomous Community and surroundings, shown in 100 km^2 UTM squares, as described by Pleguezuelos et al. (2002).

La población de *E. asper* fue descubierta en 1989 por BERGERANDI & ARZOZ (1991), quienes identificaron cuatro ejemplares en tramos de cabecera de la cuenca del río Leitzaran. Esta localidad es la más occidental de toda el área de distribución, y hasta el momento no consta la existencia de ninguna otra –en condiciones naturales- en la Comunidad Autónoma del País Vasco. En 2001 se efectuaron nuevos muestreos y se confirmó la presencia de larvas, evaluándose de forma preliminar algunos factores limitantes para la población (EKOS ESTUDIOS AMBIENTALES sl, 2002). Para *P. cultripes*, la primera mención es de 1985, al publicarse la presencia en dos localidades de la ribera del Ebro alavesa (BEA, 1985). Las únicas citas conocidas con posterioridad son de 2001 (EKOS ESTUDIOS AMBIENTALES sl, 2002) y 2003 (CONSULTORA DE RECURSOS NATURALES sl, 2003), escuchándose u observándose sendos ejemplares en dos diferentes pequeños humedales asociados al cauce del Ebro.

El *Catálogo vasco de especies amenazadas* (Decreto 167/1996) es la herramienta legal que determina las prioridades para la actuación administrativa en materia de conservación de especies en la Comunidad Autónoma del País Vasco. La reducida área de distribución conocida o inferida de ambas poblaciones fue el motivo para su inclusión en la categoría "de interés especial" (BEA, 1998), dotando a ambas poblaciones de un estatus de protección legal y previendo la elaboración de planes de gestión.

La carencia de datos suficientes y actualizados para evaluar el estado de conservación de las poblaciones de ambas especies o su riesgo de extinción, y la sospecha acerca de su fragilidad y vulnerabilidad, recomendó la puesta en marcha de una iniciativa orientada a (1) comprobar la persistencia de las poblaciones, (2) precisar en lo posible sus respectivas áreas de ocupación (*sensu* SPECIES SURVIVAL COMMISSION, 2004) y (3) recabar datos sobre sus abundancias, empleando metodologías estandarizadas (HEYER *et al.*, 1994; GRIFFITHS & RAPER, 1994) con el fin de facilitar en el futuro la detección de tendencias poblacionales. La presente nota tiene por objeto ofrecer los resultados de ese trabajo.

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio para la población de *E. asper* incluyó el área de distribución conocida de la especie en Gipuzkoa, el valle de Lordiz perteneciente a la cuenca hidrográfica del río Leitzaran. No obstante, los muestreos se extendieron a tres subcuencas contiguas: Altzegi y Santolatz, enclavadas también en la cuenca del Leitzaran, y Etxolaberri, en la del Urumea.

Las cuatro subcuencas tienen carácter montano y un uso forestal casi exclusivo, siendo predominantes las plantaciones de coníferas de crecimiento rápido (*Pinus radiata* por debajo de los 500 m, y *Pinus nigra*, *Larix* spp., *Pseudotsuga menziesii* y *Chamaecyparis lawsoniana* en cotas superiores). En los bordes de los torrentes o regatas, el estrato arbóreo está representado por *Alnus glutinosa* y

Corylus avellana, con zarzales de *Rubus spp.* en el estrato arbustivo.

Para la población de *E. asper,* se eligió el transecto lineal como metodología de muestreo, siguiendo el curso de los torrentes en sentido ascendente, para evitar que la turbidez producida al paso del observador por el levantamiento de piedras o bloques dificultara la localización de ejemplares (véase MONTORI, 1988 para técnicas de muestreo con esta especie). Se tramificaron los torrentes a muestrear, sirviéndose para ello de señales claramente identificables en campo, de manera que se contabilizaron varios transectos en un mismo torrente. El trabajo de campo se llevó a cabo entre abril y octubre de 2005, realizándose un 67 % de los muestreos desde finales de abril hasta mediados de julio.

Todos los transectos fueron realizados por un observador en horas diurnas y en una sola ocasión. Los diferentes transectos localizados en un mismo torrente se intentaron realizar en fechas lo más próximas posibles, y se fueron completando consecutivamente los localizados en torrentes contiguos dentro de la misma subcuenca, para minimizar la influencia de la fenología en los resultados obtenidos (observación de adultos/amplexus/larvas/juveniles en el agua). Para los transectos realizados durante los meses de agosto a octubre, ante la posibilidad de que la especie se encontrase estivando, se confirmó previamente la actividad en el valle de Lordiz. Además, se comprobaba rutinariamente la temperatura del agua, para confirmar que no fuera superior a los 16ºC, valor que parece ser limitante para la actividad de la especie (MONTORI, 1988).

Durante el trabajo de campo se revisaban exhaustivamente los posibles refugios adecuados para la especie tanto dentro de la lámina de agua, como en ambos márgenes de la misma. Se adecuó la velocidad de avance según el número de posibles refugios y de ejemplares que se iban encontrando. Para cada observación se registró el número de ejemplares, el sexo y edad, la localización espacial del ejemplar en la regata, la hora y las coordenadas mediante un GPS. Todos los datos se informatizaron en una hoja de cálculo Excel y para su georreferenciación se empleó el programa ArcView 3.1.

En cuanto a *P. cultripes*, como ámbito de estudio se tomó un área de distribución potencial supuesta, correspondiente al sector bioclimático mesomediterráneo de la Comunidad Autónoma del País Vasco, en el sur de la provincia de Álava. Paisajísticamente, esta zona está dominada por cultivos leñosos mediterráneos. La altitud media de la llanura aluvial del río Ebro ronda los 450 m. En este ámbito se inventariaron los pequeños humedales con citas previas de la especie, o que por su naturaleza pudieran ser utilizados por ésta.

El trabajo de campo se realizó entre los meses de abril y noviembre de 2005. Se combinaron varias metodologías en cada humedal, en un intento de maximizar las probabilidades de detección (HEYER *et al.*, 1994): transectos nocturnos repetidos varias veces y recorridos por dos personas a baja velocidad con ayuda de focos portátiles; escuchas de coros en época de reproducción; búsqueda de puestas y larvas mediante inspecciones visuales de orillas y láminas de agua entre mayo y agosto; y recorridos en coche por caminos transitables periféricos a los enclaves húmedos. Se prospectaron un total de diez humedales (o complejos, al estar formados algunos por varios cuerpos de agua). Las visitas se efectuaban preferentemente en días lluviosos o con humedad relativa alta, y temperatura elevada.

Para la detección de ambas especies se descartó siempre el empleo de cualquier técnica de muestreo "agresiva", que pudiera alterar significativamente los sustratos. También se observaron las recomendaciones higiénicas para evitar la propagación de patógenos en poblaciones de anfibios.

RESULTADOS

Euproctus asper

Se realizaron un total de 39 transectos repartidos en 16 torrentes de cabecera, correspondientes a cuatro subcuencas hidrográficas: Lordiz (7 torrentes), Altzegi (1), Santolatz (7) y Etxolaberri (1). El conjunto de transectos sumó una longitud de 11.612 m. Se mantuvo una velocidad media de avance de 165 m/h, parámetro que depende del número de posibles refugios y de la topografía, pero que puede ser de utilidad para comparar resultados de futuras prospecciones. Como referencia, MONTORI (1988) señala 187,5 m/h muestreando un tramo de 1.500 m en 8 horas.

Se detectó a *E. asper* en un total de cinco torrentes de la cuenca del Lordiz. Se obtuvieron 29 contactos con la especie, sumando un total de 39 ejemplares, de los cuales 38 fueron adultos, y una larva localizada a finales del mes de mayo. No obstante, en tres de los torrentes sólo se encontró un ejemplar de la especie en cada uno de ellos. Los muestreos realizados fuera del núcleo poblacional anteriormente conocido de *Euproctus asper* no dieron resultado positivo. Se observaron dos amplexus en mayo, mes que parece coincidir con la máxima actividad reproductora de la especie también en Navarra (GOSÁ & BERGERANDI, 1994) y Pirineos (MONTORI, 1988). En los dos cursos con suficientes contactos, los índices kilométricos de abundancia respectivos fueron 8,45 y 17,71 individuos/km.

Los contactos se localizaron en un rango de altitudes comprendido entre 475 y 775 m, siendo la pendiente media de las torrenteras del 28,3%. Todos los ejemplares observados se encontraron dentro del agua. Tres de las cinco regatas en las que se detectó la especie tienen orientación noroeste, otra tiene orientación oeste-noroeste, y la restante tiene orientación suroeste. Corresponden a tramos encajados en laderas de fuerte pendiente y baja insolación, en ambientes de plantaciones de coníferas (figura 2).

Figura 2. Meso (arriba) y microhábitats (abajo) utilizados por la población de *Euproctus asper* en la Comunidad Autónoma del País Vasco: torrentes de media montaña con fuertes pendientes, inmersos en plantaciones forestales de coníferas.

Figure 2. Meso (up) and microhabitats (down) used by the European Mountain Newt *Euproctus asper* population in the Basque Country Autónomous Community: mountain torrents with steep slopes, surrounded by coniferous afforestations.

Pelobates cultripes

En la tabla I se señala el esfuerzo de muestreo efectuado. Se diseñaron siete transectos nocturnos por la periferia de otros tantos humedales seleccionados, que en conjunto alcanzaban una longitud de 9.850 m.; cada transecto se repitió un número variable de ocasiones (llegando a 22.450 m totales), superior en aquellos sectores en los que la presencia de la especie se consideraba más probable. En cuanto a escuchas de coros, se dispusieron 9,75 horas para siete puntos diferentes, con repeticiones siguiendo el mismo criterio (17,5 horas totales). Para búsqueda activa de puestas y larvas se utilizaron 13,5 horas en ocho de los humedales (21 horas totales). Por último, los recorridos nocturnos en vehículo a baja velocidad supusieron 12.950 m en el entorno de tres humedales (31.200 m en total).

A pesar del esfuerzo invertido, no se obtuvo ningún contacto con la especie en el área de estudio.

DISCUSIÓN

El estado de conservación de una población, un concepto con implicaciones tanto científicas como legales, puede examinarse con base en datos sobre su dinámica conocida o inferida, variaciones del área de distribución y de la extensión de sus hábitats (Habitats Committee, 2005). En relación con los objetivos conjuntos planteados en este trabajo, se han obtenido resultados dispares en lo relativo a *E. asper* y a *P. cultripes*: con la primera especie se ha confirmado la presencia, se ha podido estimar el área de ocupación a escala de detalles y la abundancia, no así con la segunda.

En el caso de *E. asper*, el área de distribución de la población se habría mantenido durante los últimos 15 años, ya que persiste en el mismo valle en el que fue citada inicialmente por Bergerandi & Arzoz (1991). No obstante, la determinación más precisa del área de ocupación indica que la población se restringe en la práctica a una subcuenca hidrográfica y a dos torrentes dentro de la misma, comprendiendo un máximo de 1.350 m de tramos fluviales. Por otro lado, no consta información previa comparable que permita deducir la evolución numérica experimentada por esta población. Los hábitats de *E. asper* están sometidos a presiones derivadas de las prácticas selvícolas, con relevancia particular para las cortas a hecho en plantaciones de coníferas y el cruce de torrenteras con vehículos pesados, actividades que provocan arrastres de sólidos hacia las mismas (*obs. pers.*). No se ha accedido a información fina y actualizada sobre áreas contiguas navarras, pero la distribución a escala de cuadrículas UTM de 100 km^2 no muestra soluciones de continuidad hacia ese sector (Gosá & Bergerandi, 1994; Montori et al., 2002), por lo que no se puede

Ubicación del humedal (UTM 100 km²)	Tipología del humedal	Método de muestreo	Esfuerzo en longitud (m)	Esfuerzo en tiempo (horas)	Número de repeticiones
30TWN11	Gravera abandonada	T E B I	1.500 3.900	 1,75 1,75 	5 3 6 4
30TWN31	Embalse	T	2.350		1
30TWN30	Laguna	E B		2 0,5	1 1
30TWN30	Laguna	T E B I	700 6.550	 2 0,5 	1 1 1 2
30TVN93	Soto	T E B	1.900	 1,25 2,5	3 2 1
30TWN11	Gravera abandonada	B		1	3
30TWN02	Laguna	T E B	1.100	 0,75 1,25	2 2 2
30TWN30	Soto	T B I	1.450 2.500	 0,5 	1 1 1
30TVN93	Gravera en explotación	T E B	850	 1,25 1	3 3 1
30TWN02	Gravera abandonada	E		0,5	1

Tabla I. Esfuerzo de muestreo realizado para la detección de sapo de espuelas *Pelobates cultripes* en el sur de Álava. T, transectos nocturnos a pie con dos observadores; E, escuchas de coros; B, búsqueda activa de puestas o larvas; I, itinerarios nocturnos en vehículo.

Table I. Sampling effort for detection of Western Spadefoot *Pelobates cultripes* in Southern Álava. T, nocturnal transects on foot performed by two observers; E, chorus listening; B, active search for layings and tadpoles; I, nocturnal routes on vehicle.

descartar el mantenimiento de conectividad entre subpoblaciones. Según Montori (1988), los juveniles de esta especie pueden desplazarse durante sus dos años de vida terrestre, antes de alcanzar la fase adulta acuática, lo que explicaría, por ejemplo, la uniformidad genética de las poblaciones pirenaicas. También la aparición de la especie a elevadas altitudes en el Pirineo constituiría una prueba de su capacidad dispersiva (Carranza & Amat, 2005).

Se carece, en definitiva, de información sobre algunos aspectos relevantes que facilitarían una evaluación más fiable. Ahora bien, un área de ocupación extremadamente reducida y las presiones aparentes sobre el hábitat contribuyen decisivamente a la vulnerabilidad de esta población y a reducir sus probabilidades de supervivencia a largo plazo; en este sentido, su estado de conservación no podría calificarse como favorable.

En cuanto a *P. cultripes*, ni siquiera ha podido constatarse la existencia de una población en el área de estudio. Hasta la fecha, los únicos datos conocidos corresponden a ejemplares aislados y sin evidencias de reproducción. De acuerdo con la información corológica disponible, esta teórica población se hallaría, además, aislada respecto a otros núcleos, ya que los más cercanos se encontrarían en la Ribera Media de Navarra (Gosá & Bergerandi, 1994; Zaldívar *et al.*, 1988; C. Zaldívar, com. pers.), separados por un mínimo de 30 km de distancia.

Los índices de abundancia hallados para *E. asper* en el área de estudio son francamente inferiores a los 72 individuos/km publicados por Gosá & Bergerandi (1994) para un torrente del sector oriental de Navarra y a los 3.660-5.596 adultos señalados por Montori (1988) en un cauce de 1,5 km en los Pirineos orientales. Por su parte, la falta de detección de *P. cultripes* podría sustentarse en una bajísima abundancia. Ambos fenómenos son congruentes con la hipótesis de la Ecología espacial sobre los "centros de abundancia", que postula que la abundancia relativa de las poblaciones disminuye desde los centros hacia los bordes del rango de distribución (Sagarin & Gaines, 2002), debido a que en las localidades periféricas se satisfacen cada vez menos adecuadamente los requerimientos de las especies. Entre las predicciones de esta hipótesis para las poblaciones de bordes figuran su mayor estenoicidad y probabilidad de extinción. Desde el punto de vista de la Biología de la Conservación, se discute si estas poblaciones de borde deberían ser objeto de protección especial, ya

que pueden constituir reservorios genéticos o de capacidad adaptativa frente a cambios climáticos, o por el contrario no merecen esfuerzos particulares al estar sometidas a fluctuaciones (SAGARIN *et al.*, 2006).

La menor abundancia de las poblaciones periféricas de *E. asper* ha sido señalada por GARCÍA-PARIS *et al.* (2004) como un rasgo general, y por MONTORI & CAMPENY (1991) particularmente para la población periférica del Montseny catalán -que actualmente ha sido propuesta como una especie separada (*Calotriton arnoldi sp.* nov; CARRANZA & AMAT, 2005)-. Desde un punto de vista biogeográfico, es posible que las poblaciones occidentales de *E. asper* sean resultado de expansiones de la especie durante el Pleistoceno Superior a partir, quizá, de refugios prepirenaicos (CARRANZA & AMAT, 2005).

De acuerdo con SAGARIN *et al.* (2006), la dinámica y perspectivas de cada población periférica está influida por sus propias condiciones ambientales, adaptabilidad biológica y demográfica, interacciones con otras especies e influencias antropogénicas, apareciendo como resultado patrones distributivos complejos y poco predecibles. En este marco teórico, para las poblaciones estudiadas de *E. asper* y *P. cultripes* se han advertido algunos factores locales que podrían estar incidiendo sobre su estado de conservación.

En el área de estudio, la trucha de río *Salmo trutta* y *E. asper* no coinciden en sintopía, de forma que los tramos donde se ha detectado a *E. asper* están libres de truchas. Esta segregación espacial, también advertida por MONTORI (1988) en el Pirineo oriental, puede basarse en mecanismos de depredación -ya que la trucha de río *Salmo trutta* depreda habitualmente sobre larvas de *E. asper* (GOSÁ & BERGERANDI, 1994; MONTORI, 1988)-, de selección de hábitat (CLERGUE-GAZEAU & MARTÍNEZ-RICA, 1978) o incluso de competencia trófica. El área de ocupación de la población de *E. asper* podría verse limitada en alguna medida por este factor.

Por otro lado, la salamandra común *Salamandra salamandra* resultó ser el urodelo más abundante y distribuido en el área de estudio relativa a *E. asper*. Apareció en 12 de los 16 torrentes muestreados, siendo observada en todos los tramos con presencia de *E. asper.* MONTORI (1988) señaló una probable segregación espacial entre ambas especies, con base en la depredación de salamandras por adultos de tritón. En nuestra área de estudio, este factor podría explicar el hecho de que la abundancia de *S. salamandra* en las dos regatas con presencia significativa de *E. asper* (20,5 y 45,8 individuos/km) resultara francamente inferior a la contabilizada en las otras tres con abundancia testimonial del tritón (81,4, 103,2 y 121,2 individuos/km).

Todos los humedales inspeccionados para la búsqueda de *P. cultripes* albergaron poblaciones de cangrejo rojo americano *Procambarus clarkii,* incluso en densidades elevadas (obs. pers.; RICO *et al.*, 2005). Este crustáceo es un notabilísimo predador de puestas y larvas de anuros, y parece ejercer un papel relevante como limitador del reclutamiento y estructurador de las comunidades de anfibios que se reproducen en charcas estacionales (CRUZ *et al.*, 2004). Las larvas de *P. cultripes* tienen un desarrollo comparativamente largo (GARCÍA-PARIS *et al.*, 2004), de manera que quedan más tiempo expuestas a la predación. No se han evaluado otros aspectos que pudieran ser relevantes en el área de estudio, como la disponibilidad y adecuación física (hidrológica, edáfica) de los hábitats.

También en el caso de *P. cultripes*, una baja probabilidad de detección podría ser consecuencia de un desajuste entre las fechas de muestreo en campo y el periodo de máxima actividad de la especie, ya que el número de *P. cultripes* adultos que acuden a las charcas durante la reproducción está muy influido por factores meteorológicos (humedad ambiental y temperatura máxima diaria). Sin embargo, de acuerdo con los conocimientos sobre fenología reproductiva de la especie en la Península Ibérica, sus migraciones hacia las charcas se mantienen durante más de un mes y se inician cuando coincide la finalización del periodo invernal de heladas con humedades relativas altas (LIZANA *et al.*, 1994). En la zona norte del área de distribución, estos condicionantes deben favorecer el comienzo de la reproducción, con carácter general, en abril (GOSÁ & BERGERANDI, 1994). Tales circunstancias meteorológicas se produjeron, en el área de estudio y durante la primavera del 2005, no antes de la última semana de marzo (datos de la Agencia Meteorológica del Gobierno Vasco, www.euskalmet.euskadi.net). Los trabajos de campo dieron comienzo la primera semana de abril y se sostuvieron regularmente durante ese mismo mes, mayo y junio, por lo que la hipótesis de un desacoplamiento fenológico de los muestreos como explicación a la falta de contactos con la especie no es la más verosímil. El hecho de que la mayoría de los adultos de *P. cultripes* permanezcan en las charcas durante una sola noche (SALVADOR & CARRASCAL, 1990) sí es un elemento que complica la detección en caso de poblaciones con abundancias ínfimas.

AGRADECIMIENTOS

A. Ruiz de Azua, F. Silván y C. Zaldívar colaboraron en los muestreos o proporcionaron información útil. La Diputación Foral de Gipuzkoa y la Diputación Foral de Álava concedieron autoriza-

ciones para el trabajo de campo. El Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco impulsó el estudio en el marco de su programa *Observatorio de la Biodiversidad*.

BIBLIOGRAFÍA

BEA, A. 1985. Atlas de los anfibios y reptiles de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa. In Álvarez, J.; Bea, A.; Faus, J. M.; Castién, E. & Mendiola, Í. *Atlas de los vertebrados continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa (excepto Chiroptera)*, pp. 55-99. Gobierno Vasco. Bilbao.

BEA, A. 1998. *Euproctus asper* y *Pelobates cultripes*. In Bea, A. & Fernández de Mendiola, J. A. (eds.). *Vertebrados continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco.* Gobierno Vasco. Vitoria.

BERGERANDI, I. & ARZOZ, M. J. 1991. *Euproctus asper* en Guipúzcoa. *Munibe (Ciencias Naturales)*, 43: 123.

CARRANZA, S. & AMAT, F. 2005. Taxonomy, biogeography and evolution of *Euproctus* (Amphibia: Salamandridae) with the resurrection of the genus *Calotriton* and the description of a new endemic species from the Iberian Peninsula. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 145: 555-582.

CLERGUE-GAZEAU, M. & MARTÍNEZ-RICA, J. P. 1978. Les différents biotopes de l'urodèle pyrénéen, *Euproctus asper. Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 114: 461-471.

CONSULTORA DE RECURSOS NATURALES SL. 2003. *Inventario faunístico del Rincón de Gimileo y sotos de Labastida (Álava).* Informe inédito.

CRUZ, M.; PASCOAL, S.; TEJEDO, M. & REBELO, R. 2004. Predaçao da posturas de sapo corredor (*Bufo calamita*) por uma espécie exótica, o langostim-vermelho-americano *(Procambarus clarkii). VIII Congreso Luso Español de Herpetología. Libro de resúmenes,* p. 21. Málaga.

EKOS ESTUDIOS AMBIENTALES SL. 2002. *Propuesta de plan de gestión del tritón pirenaico Euproctus asper y del sapo de espuelas* Pelobates cultripes *en la CAPV.* Informe inédito.

GARCÍA-PARIS, M.; MONTORI, A. & HERRERO, P. 2004. *Amphibia, Lissamphibia.* Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.

GOSÁ, A. & BERGERANDI, A. 1994. Atlas de distribución de los anfibios y reptiles de Navarra. *Munibe (Ciencias Naturales)*, 46: 109-189.

GRIFFITHS, R.A. & RAPER, S.J. 1994. *A Review of Current Techniques for Sampling Amphibian Communities.* Joint Nature Conservation Committee. Petersborough.

HABITATS COMMITTEE. 2005. *Assesment, Monitoring and Reporting of Conservation Status.* European Commission. Bruselas.

HEYER, W.R.; DONNELLY, M.A.; MCDIARMID, R.W.; HAYEK, L.C. & FOSTER, M.S. 1994. *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians.* Smithsonian Institution Press. Washington.

LIZANA, M.; MÁRQUEZ, R. & MARTÍN, R. 1994. Reproductive biology of *Pelobates cultripes* (Anura: Pelobatidae) in Central Spain. *Journal of Herpetology*, 28: 19-27.

MONTORI, A. 1988. *Estudio sobre la biología y ecología del tritón pirenaico* Euproctus asper *(Dugès, 1852) en la Cerdanya.* Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. Barcelona.

MONTORI, A. & CAMPENY, R. 1991. Situación actual de las poblaciones de tritón pirenaico *Euproctus asper* en el macizo del Montseny. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 2: 10-12.

MONTORI, A.; LLORENTE, G.; SANTOS, X. & CARRETERO, M. Á. 2002. *Euproctus asper.* In: Pleguezuelos, J. M.; Márquez, R. & Lizana, M. (eds.): *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*, pp48-50. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

PLEGUEZUELOS, J.M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (eds.). 2002. *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España.* Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

RICO, E., EL ANJOUMI, A., FERNÁNDEZ, C. & MEDINA, L. 2005. *Red de seguimiento de la calidad ecológica de los humedales de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Ciclo hidrológico 2004-05.* Gobierno Vasco. Vitoria.

SAGARIN, R.D. & GAINES, S.D. 2002. The abundant centre distribution: to what extent is it a biogeographical rule? *Ecology Letters*, 5: 137-1747.

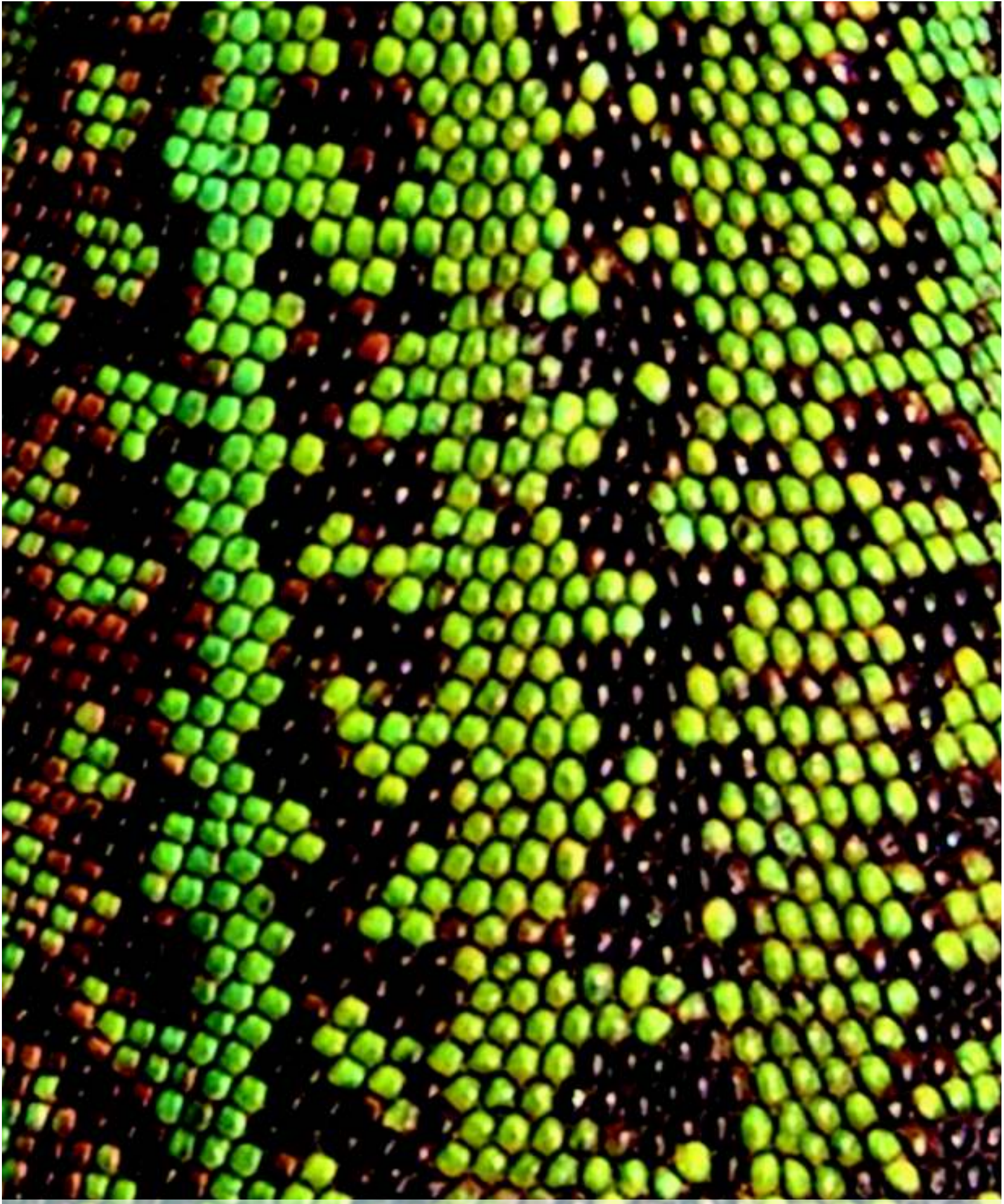
SAGARIN, R.D.; GAINES, S.D. & GAYLORD, B. 2006. Moving beyond assumptions to understand abundance distributions across the ranges of species. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 524-530.

SALVADOR, A. & CARRASCAL, L.M. 1990. Reproductive phenology and temporal patterns of male accesss in Mediterranea anurans. *Journal of Herpetology*, 24: 438-441.

SPECIES SURVIVAL COMMISSION. 2004. *Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria.* UICN. Gland.

TEJEDO, M. & REQUES, R. 2002. *Pelobates cultripes.* In Pleguezuelos, J. M.; Márquez, R. & Lizana, M. (eds.). *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*, pp. 94-96. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

ZALDÍVAR, C.; VERDÚ, J.; IRASTORZA, M. & FUENTE, M.E. 1988. Contribución al atlas provisional de anfibios y reptiles de la Comunidad Autónoma de La Rioja. *Revista Española de Herpetología*, 3: 41-53.



Utilidad de los espacios naturales protegidos de Andalucía para preservar la riqueza de especies de anfibios

Alba Estrada, Ana Luz Márquez, Raimundo Real & Juan Mario Vargas

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	74-81	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Utilidad de los espacios naturales protegidos de Andalucía para preservar la riqueza de especies de anfibios

Usefulness of the Andalusian natural reserve network to preserve amphibian species richness

Alba Estrada*, Ana Luz Márquez, Raimundo Real & Juan Mario Vargas
Grupo de Biogeografía, Diversidad y Conservación. Dpto. Biología Animal. Universidad de Málaga. 29071, Málaga.
*aestrada@uma.es

RESUMEN

Se ha modelado la distribución de las 16 especies de anfibios presentes en las 961 cuadrículas UTM de 100 km^2 de Andalucía. Las áreas favorables para cada especie se han obtenido utilizando una función de favorabilidad, relacionada con la lógica difusa, y 30 variables ambientales, espaciales y humanas. Se calcularon dos índices de riqueza, el número de especies por cuadrícula (modelo tradicional) y la suma del valor de favorabilidad de cada una de las especies en cada cuadrícula. Las zonas con los valores más altos de riqueza en ambos casos se compararon con la distribución de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) para identificar las cuadrículas importantes por su riqueza de anfibios que quedan sin proteger. Tras aplicar la función de favorabilidad, estas zonas forman bloques mayores y más compactados que con el modelo tradicional. Aparece un gran bloque en la parte occidental de Andalucía, casi coincidente en ambos métodos, que sería inviable proteger con la RENPA. Es preciso, por tanto, establecer otras formas de conservación que hagan compatibles las actividades humanas con las de las demás especies que comparten el mismo territorio.

PALABRAS CLAVE: Análisis de desajustes, Andalucía, anfibios, favorabilidad, lógica difusa, modelación, RENPA.

ABSTRACT

We modelled the distribution of 16 amphibian species on the basis of their presence/absence on the UTM grid of 100 km^2 of Andalusia (n=962 cells). Using 30 environmental variables, a favourability function, and fuzzy logic, we obtained favourability values for each species in each cell. Adding up these favourability values we obtained a richness index that we compared with a traditional one (sum of species in each cell). We performed Gap Analysis by overlapping highest richness values for both indices with the natural reserve network of Andalusia to identify gaps in the protection of the amphibian species richness. Gap cells formed bigger and more compacted areas after applying the favourability function than with the traditional method. Both methods detect an important big zone in the west of the territory which would be impossible to protect with the Natural Reserve Network. So, it would be necessary to establish other conservation forms to permit human and other species activities in the same territory.

KEY WORDS: Amphibians, Andalusia, favourability, fuzzy logic, gap analysis, modelling, RENPA.

LABURPENA

Andaluziako 100 km^{2}ko 961 UTM laukietan bizi diren 16 anfibio-espezieen distribuzioa modelatu da. Espezie bakoitzaren aldeko esparruak aldekotasun-funtzio bat (logika difusoak erlazionatua) eta 30 ingurumen-, espazio- eta giza-aldagai erabiliz lortu dira. Bi kasuetan oparotasun-baliorik altuenekiko guneak Andaluziako Natur Gune Babestuen Sarearen (RENPAren) distribuzioarekin alderatu ziren, babestu gabe gelditzen ziren anfibio-oparotasunagatiko lauki garrantzitsuak identifikatzeko. Aldekotasun-funtzioa aplikatu ostean, gune hauek eredu tradizionalak baino multzo handiagoak eta trinkoagoak osatu dituzte. Andaluziako mendebaldean bloke handi bat agertzen da, bi metodoetan kasik parekatsu, RENPArekin babestea ezinbestekoa izango zena. Beraz, beharrezkoa da giza jarduerak eta lurralde bera konpartitzen duten gainerako espezieak bateragarri bilakaraziko dituzten bestelako kontserbazio-moduak finkatzea.

GAKO-HITZAK: Desoreken analisia, Andaluzia, anfibioak, aldekotasuna, logika difusoa, modelazioa, RENPA.

INTRODUCCIÓN

La Biogeografía de la Conservación tiene entre sus aplicaciones la valoración de los espacios naturales protegidos (Whittaker *et al.*, 2005). El análisis de los desajustes en la protección de la biodiversidad (en inglés, *Biodiversity Gap Analysis*) es una metodología que comenzó a aplicarse en Estados Unidos en la década de los noventa (Scott *et al.*, 1993) y mediante la cual se comparan las áreas importantes para la conservación de la biodiversidad de un territorio con la distribución de los espacios naturales protegidos en el mismo. Las zonas que se consideran importantes y que quedan sin proteger son los gaps o desajustes en la protección de la biodiversidad. Estas zonas serán las que se propongan para proteger en el caso de querer ampliar la red de reservas del territorio.

Es necesario, por tanto, elegir un grupo de animales o plantas y unos criterios de valoración que actúen como indicadores de la biodiversidad. Así, se han realizado diferentes estudios por toda la geografía mundial, tanto en América (Cantú *et al.*, 2004) como en Australia (Pressey *et al.*, 2002), África (Rouget *et al.*, 2003), Asia (Yip *et al.*, 2004) y Europa (Oldfield *et al.*, 2004), incluyendo España (Rey Benayas & De La Montaña, 2003).

Entre los criterios que se han seleccionado para elegir a los indicadores de la biodiversidad en estos y otros estudios figuran: la riqueza de especies (por ejemplo, MAIORANO *et al.*, 2006), la rareza de especies (REAL *et al.*, en prensa), el grado de amenaza o vulnerabilidad (REY BENAYAS & DE LA MONTAÑA, 2003), el riesgo de pérdida de hábitat (SIERRA *et al.*, 2002), la representatividad de los ecosistemas (SIERRA *et al.*, 2002), los procesos que mantienen la biodiversidad (ROUGET *et al.*, 2003), el área mínima para mantener poblaciones viables (ALLEN *et al.*, 2001), o las zonas de dispersión (ALLEN *et al.*, 2001).

Generalmente los datos de distribución de especies que se emplean en este tipo de análisis son los publicados en atlas de taxones concretos en el territorio estudiado. Los espacios naturales protegidos normalmente cuentan con un elevado número de especies reflejadas en los atlas. Sin embargo, esto puede deberse a que son zonas bien conocidas que suelen estar más muestreadas que las que limitan con ellas y puede que no se esté representando el reparto real de las especies en el territorio estudiado. La modelación ambiental puede ser una herramienta útil para paliar este problema (REAL *et al.*, en prensa), ya que permite minimizar los errores por omisión e incluso los posibles errores por comisión (MAIORANO *et al.*, 2006).

Por otra parte, una zona no es normalmente favorable o desfavorable para una especie de forma absoluta, sino que presentará un cierto grado de favorabilidad, lo que en el mundo matemático de los conjuntos borrosos se expresa como un cierto grado de pertenencia de la zona al conjunto difuso de áreas favorables para la especie, pudiéndose aplicar conceptos de la lógica difusa a la modelación ambiental.

Se ha comprobado que el uso de grupos concretos de animales o plantas como indicadores de la biodiversidad para seleccionar áreas importantes para la conservación puede resultar efectivo para proteger al resto de grupos (MOORE *et al.*, 2003). Los anfibios son un grupo importante dentro de los vertebrados que, aunque a veces se han considerado de forma conjunta con los reptiles, presenta diferencias morfológicas y biológicas muy marcadas con éstos, de modo que es conveniente realizar los estudios biogeográficos de ambos grupos como entidades independientes (VARGAS & ALLEN, 1997). Por otra parte, el número de especies es una de las propiedades biológicas más sobresalientes de cualquier territorio a la hora de valorar su importancia para la conservación (ALLEN, 1992).

En el presente trabajo se pretende evaluar si la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) preserva adecuadamente la riqueza de especies de anfibios en el territorio. Para ello se comparan los resultados obtenidos al aplicar un índice de riqueza tradicional con los obtenidos tras modelar la distribución de las especies con una función de favorabilidad.

MATERIAL Y MÉTODOS

Andalucía presenta una extensión de unos 87.600 km^2 y está situada en el sur de la Península Ibérica. Su clima es mediterráneo con un marcado gradiente pluviométrico, pasando, por ejemplo, de una de las zonas más lluviosas de la Península Ibérica, situada en la Sierra de Grazalema (Cádiz), con una precipitación media de más de 1.800 mm al año, a la más árida, en Almería, con apenas 170 mm al año. Esto, junto con la presencia de diferentes zonas húmedas, contribuye a hacer de Andalucía una región con una gran diversidad de hábitats, lo que repercute en la distribución de los anfibios.

En lo que respecta a la política de conservación, Andalucía es la Comunidad Autónoma española con más superficie dedicada a espacios protegidos y la tercera con mayor número de zonas protegidas (CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, 2004), ya que la RENPA cuenta con 150 espacios naturales clasificados en 8 categorías de protección: dos parques nacionales, 24 parques naturales, 32 parajes naturales, 28 reservas naturales, cuatro reservas naturales concertadas, 21 parques periurbanos, 37 monumentos naturales y dos paisajes protegidos (figura 1). El total de superficie que ocupan es 17.500 km^2, lo que supone un 20% del territorio.

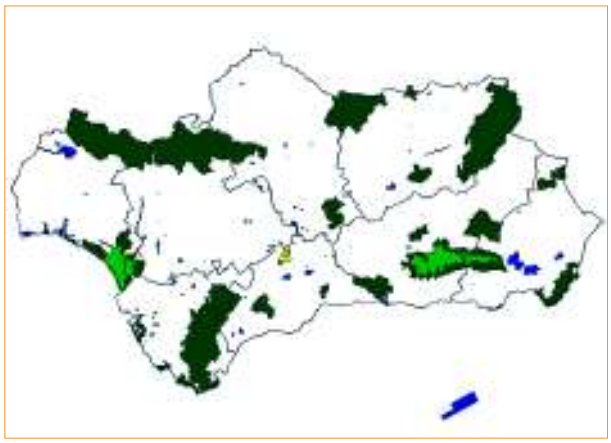


Figura 1. Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) y límites provinciales de la Comunidad Autónoma Andaluza. Los diferentes colores indican distintas categorías de protección.

Figure 1. Natural Reserve Network of Andalusia and provincial limits of the region. Colours show different protection status.

La obtención del mapa digital de cuadrículas UTM de 10 km x 10 km de Andalucía se detalla en REAL *et al.* (en prensa). El número de cuadrículas de la región es de 975 aunque sólo se ha trabajado con las que presentan una extensión mayor a 1 km^2. Los datos de presencia/ausencia de las 16 especies de anfibios presentes en las 961 cuadrículas resultantes se han tomado del Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (PLEGUEZUELOS *et al.*, 2002) y se ha seguido su nomenclatura aunque algunos autores hayan propuesto cambios de nomenclatura en algunos géneros (COMISIÓN DE TAXONOMÍA DE LA ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA, 2005; FROST *et al.*, 2006). El análisis se ha realizado en base a las distribuciones de las especies. A pesar de que en Andalucía existen dos subespecies de salamandras bien diferenciadas genética y geográficamente (*Salamandra salamandra morenica* y *S. s. longirostris*), se ha considerado la distribución general de Salamandra salamandra para seguir un criterio homogéneo con el resto de las especies estudiadas. Se ha considerado que una cuadrícula UTM está protegida cuando al menos el 25% de ella está bajo alguna figura de protección.

Para modelar las distribuciones de cada especie se han utilizado 30 variables relacionadas con las condiciones ambientales, la actividad humana y la situación espacial. En REAL *et al.* (en prensa) se detalla cuáles son estas variables y el método de obtención empleado. Se han realizado regresiones logísticas de la presencia/ausencia de cada especie sobre cada una de las variables separadamente. Para controlar el incremento en el error de tipo I debido a la elaboración de pruebas múltiples (BENJAMINI & HOCHBERG, 1995; GARCÍA, 2003), se ha seleccionado el conjunto de variables que eran significativas bajo una Tasa de Descubrimiento Falso de $q < 0.05$ (BENJAMINI & YEKUTIELI, 2001). Posteriormente se realizaron regresiones logísticas múltiples por pasos para cada especie sobre las variables seleccionadas.

Los valores de probabilidad que resultan de la regresión logística dependen de la proporción de presencias en el área de estudio (HOSMER & LEMESHOW, 2000). Para contrarrestar esta dificultad, se transformaron los valores de probabilidad de presencia resultante de la función logística en valores de favorabilidad ambiental según la función de REAL *et al.* (2006). De esta manera, un valor de 0.5 se corresponderá con un mismo valor neutro de favorabilidad ambiental para todas las especies. Los modelos para todos los anfibios están, por tanto, nivelados al mismo umbral de favorabilidad y pueden ser comparados y combinados directamente. El valor de favorabilidad puede ser interpretado como el grado de pertenencia al conjunto borroso de cuadrículas favorables para la especie, de forma que puede ser utilizado para aplicar los conceptos, operaciones y reglas de la lógica difusa al análisis de la distribución de las especies.

Para calcular la riqueza se han utilizado varios índices. El primero de ellos consiste en computar el número de especies presentes en cada cuadrícula:

$$S_j = \sum_{i=1}^{16} (S_{ij})$$

donde S_{ij} vale cero si la especie i está ausente de la cuadrícula j y uno si está presente.

Se ha calculado otro índice de riqueza considerando los valores de favorabilidad de cada especie *i* en cada cuadrícula *j*. En este caso el valor de riqueza se obtiene sumando los valores de favorabilidad para cada una de las especies en cada cuadrícula:

$$F_j = \sum_{i=1}^{16} (F_{ij})$$

No existe un único criterio sobre qué porcentaje del territorio debe ser protegido (STRITTHOLT & BOERNER, 1995; CANTÚ *et al.*, 2004). Los desajustes de la RENPA se han estimado respecto al 20% del territorio que presenta mayores valores de riqueza, ya que la RENPA ocupa aproximadamente ese porcentaje de la superficie de Andalucía. Las cuadrículas incluidas en ese 20% y que no estén cubiertas por la RENPA se considerarán como zonas de desajuste en la protección de la biodiversidad, respecto a la riqueza de los anfibios que albergan.

RESULTADOS

En la figura 2 se pueden observar tres ejemplos de los resultados de la modelación de las distribuciones de las especies tras aplicar la función de favorabilidad. El resultado de la modelación del sapillo moteado común (*Pelodytes punctatus*), que está presente sólo en 13 cuadrículas, predice áreas favorables para la especie en la zona noreste de Andalucía y de favorabilidad intermedia hasta la zona de Sierra de Baza y Sierra Nevada (figura 2, a y b). El sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*), por el contrario, cuenta con más citas y aparece en el oeste de la región, obteniéndose con el modelo una zona favorable que coincide aproximadamente con los límites marcados por las observaciones (figura 2, c y d). El modelo de favorabilidad para la rana común (*Rana perezi*), que está presente en prácticamente la totalidad de Andalucía, predice zonas de favorabilidad intermedia en todo el territorio andaluz a excepción de una zona más favorable en Huelva y una desfavorable en Almería (figura 2, e y f).

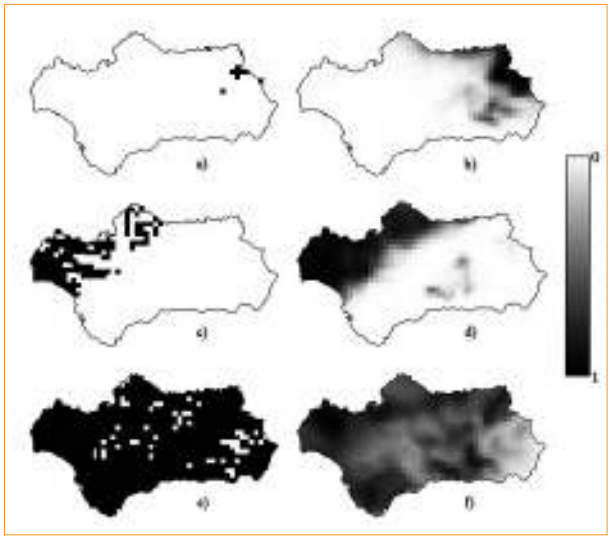


Figura 2. Distribución de tres especies de anfibios (sapillo moteado común, a y b; sapillo pintojo ibérico, c y d; rana común, e y f) en Andalucía en cuadrículas de 10 km x 10 km, según el Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (a, c, e) y según los resultados obtenidos tras la modelación aplicando lógica difusa (b, d, f).

Figure 2. Distribution of three amphibian species (Parsley Frog, a and b; Portuguese Painted Frog, c and d; Iberian Water Frog, e and f) in Andalusia on a grid of 10 km x 10 km UTM cells according to the Atlas and Red Book of Amphibians and Reptiles of Spain (a, c, e) and according to the results obtained after modelling with fuzzy logic (b, d, f).

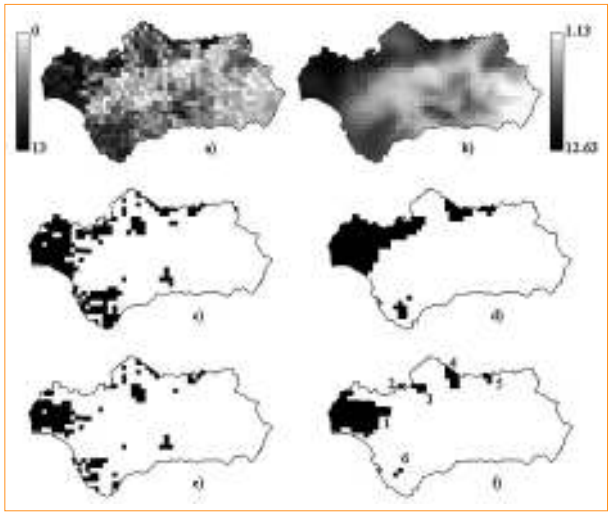


Figura 3. Valor de riqueza obtenido en cada cuadrícula considerando el índice 1 (a) y tras aplicar el índice 2 basado en lógica difusa (b). Cuadrículas que concentran el 20% de mayor riqueza tras aplicar el índice 1 (c) y desajustes en la protección de la biodiversidad (e) resultantes de superponerles la RENPA (figura 1). Ídem para el índice 2 (d y f). Los números en f identifican las 6 zonas a proteger según los resultados de aplicar la lógica difusa (ver nombres en Resultados).

Figure 3. Richness value obtained for each cell after applying index 1 (a) and index 2 based on fuzzy logic (b). Twenty per cent of Andalusian UTM grid cells with the highest values of richness considering index 1 (c) and biodiversity gaps (e) obtained by overlapping the RENPA to those cells. Idem to index 2 (d and f). Numbers in f identify 6 zones to protect, according with the results obtained after applying fuzzy logic (names are shown in Results).

En la figura 3a se representa la riqueza obtenida considerando el número de especies en cada cuadrícula (índice 1) y se observa que hay zonas con un alto valor de riqueza junto a otras con un valor muy bajo, efecto que puede deberse al diferente esfuerzo de muestreo. Por el contrario, al representar la riqueza obtenida tras aplicar la lógica difusa (índice 2, figura 3b), el resultado es más homogéneo, puesto que las áreas de mayor riqueza van pasando gradualmente a otras de valores más bajos sin presentar cambios tan bruscos entre cuadrículas contiguas.

En la figura 3 (c y d) se representan las cuadrículas que concentran el 20% de mayor riqueza tras aplicar los índices 1 y 2, respectivamente. Tras superponer la RENPA a los mapas anteriores aparecen, en el primer caso, 133 cuadrículas sin proteger (figura 3e) y en el segundo 113 (figura 3f). En el primer caso, los desajustes forman 19 bloques de cuadrículas contiguas, mientras que en el segundo forman sólo 6. Además, se trata de zonas diferentes.

Los 6 desajustes derivados de la modelación aplicando lógica difusa son los siguientes: entre las provincias de Huelva y Sevilla, toda la provincia de Huelva que actualmente está sin proteger y en Sevilla, Sierras Blancas, Llanos de Medina y alrededores de los embalses de Minilla y de Cala (1). En la provincia de Sevilla, una zona al norte del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla (2). En la provincia de Córdoba, las sierras de la Albarrana y de la Marianta y la cuenca del Río Benajarafe (3), y los alrededores de Villanueva de Córdoba y la parte oriental del Valle de los Pedroches (4). En la provincia de Jaén, los alrededores de La Carolina, las cuencas de los ríos Renegadero y Grande y alrededores del embalse del Río Grande (5). En la provincia de Cádiz, una ampliación del Parque Natural Los Alcornocales hacia el Oeste (6).

La Red Natura 2000 ampliará un 10% el porcentaje de territorio ocupado por los espacios naturales protegidos en Andalucía. Con la entrada en vigor de esta protección a nivel de la Unión Europea, los desajustes difusos obtenidos anteriormente (figura 3f) se reducirán. Aún así, los bloques 1, 2 y 4 seguirán siendo zonas importantes por la riqueza difusa de anfibios que quedarán sin proteger.

DISCUSIÓN

Favorabilidad para especies vs número de especies

La riqueza obtenida por lógica difusa no refleja necesariamente las zonas que concentran más especies sino aquellas zonas que son favorables para más especies de anfibios. Puede que alguna especie esté presente en un área pese a que las condiciones no le sean particularmente favorables o que alguna especie no esté presente aunque la zona le sea favorable. Las zonas favorables no ocupadas son importantes, por ejemplo, para las especies que presentan estructuras metapoblacio-

nales, que son frecuentes entre los anfibios, siempre que sean alcanzables desde una zona ocupada (HALLEY *et al.*, 1996; HECNAR & M'CLOSKEY, 1996).

La modelación ambiental a partir de la función de favorabilidad permite obtener las áreas favorables para las especies, aunque éstas presenten una distribución muy restringida en el territorio. Esto resuelve el problema que planteó LOBO (2005) respecto a tener que excluir a las especies raras de los análisis de modelación destinados a predecir atributos de la biodiversidad, tales como la riqueza de especies. Así, el resultado de la modelación para el sapillo moteado común predice una zona favorable más amplia que su distribución reflejada en PLEGUEZUELOS *et al.* (2002). Para esta especie, por tanto, el peso de la favorabilidad es mayor que el de las presencias a la hora de contribuir a la riqueza general en Andalucía. Este modelo de favorabilidad concuerda con los datos obtenidos en el proyecto llevado a cabo por TEJEDO *et al.* (2003), que amplían su área de distribución conocida.

En el caso del sapillo pintojo ibérico el modelo se ajusta a las zonas de presencia, pero además rellena los huecos que quedan entre las observaciones con valores de favorabilidad altos. Este modelo, que sólo utiliza los datos de presencia en Andalucía, no predice la favorabilidad de la especie en el suroeste de la provincia de Cádiz, que propusieron REAL *et al.* (2005) usando los datos de distribución en toda España. Sí coincide, sin embargo, con el límite propuesto por BUSACK (1986), si bien éste no se basó en datos amplios de distribución.

La rana común es una especie generalista que no requiere de una favorabilidad alta para estar presente, de forma que sus valores de favorabilidad aportan menos peso que las presencias a la riqueza de anfibios en Andalucía.

La valoración de la RENPA

La proporción de cuadrículas importantes por su riqueza de especies de anfibios que están cubiertas por la RENPA es mayor cuando la riqueza se valora mediante la función de favorabilidad que si se hace computando el número de especies (figura 3). Esto sugiere que los datos reflejados en el Atlas de Anfibios y Reptiles no están sesgados a favor de los espacios protegidos, sino que más bien los muestreos han sido mayoritariamente realizados fuera de ellos. En todo caso, menos de la mitad de las zonas importantes están protegidas por la RENPA, si bien en los cinco núcleos menores que aparecen en la figura 3f una ampliación moderada de espacios ya constituidos podría protegerlos. Sin embargo, este enfoque no resulta razonable para el núcleo 1 (figura 3f).

El establecimiento de espacios naturales protegidos es una herramienta de conservación que se aplica desde el siglo XIX. Responde a lo que podría denominarse Ética de Conservación Romántico-Trascendental, que pretende conservar la naturaleza en su estado puro y preservarla de la influencia del hombre. Algunos partidarios importantes de esa tendencia fueron Ralph Waldo Emerson, Henry David Thoreau o John Muir. La declaración de espacios naturales hoy día responde a esa tendencia porque, aunque se permiten determinadas actividades humanas, prima la preservación de otras especies. Pero no siempre es posible declarar una zona importante para la conservación como espacio natural protegido si, por ejemplo, esa zona es demasiado grande. El bloque de cuadrículas que queda sin proteger en la provincia de Huelva es muy extenso y sería inviable protegerlo estableciendo una categoría de protección dentro de la RENPA.

Ahora bien, el establecimiento de espacios naturales protegidos no es la única forma de protección. En la primera mitad del siglo XX surgió una nueva tendencia que puede ser llamada Ética del Escenario Ecológico-Evolutivo (HUTCHINSON, 1965), que fue desarrollada por Aldo Leopold y seguida también por George Evelyn Hutchinson. En este enfoque se considera a la naturaleza, en la que se incluye el hombre, como un sistema complejo e integrado de procesos y componentes interdependientes. El desarrollo de técnicas para la identificación de áreas importantes para la conservación no debe orientarse únicamente a la expansión de la red de espacios naturales existente, sino que también ha de identificar zonas que deben gestionarse de forma compartida con el ser humano (REYERS *et al.*, 2002). Será necesario llevar a la práctica formas de actuación y desarrollo humano teniendo en cuenta la existencia de otras especies en el territorio. Sabiendo que los principales peligros para las especies son la pérdida de hábitats y de la calidad de éstos (VARGAS & REAL, 1997), habrá que intentar que las áreas potencialmente favorables para más especies de anfibios no se vean afectadas negativamente por actividades humanas incontroladas.

La importancia de Huelva para la riqueza de especies en el contexto de Andalucía no es probable que se deba solamente a un sesgo en el muestreo hacia esta provincia. En Huelva se ha hecho un muestreo herpetológico exhaustivo de todas sus cuadrículas (GONZÁLEZ DE LA VEGA, 1988), pero lo mismo ha ocurrido en la provincia

de Granada (PLEGUEZUELOS & FERICHE, 2003) y en la vertiente sur de la Cordillera Bética (ANTÚNEZ *et al.*, 1988), y la riqueza no aparece desviada hacia estas zonas.

Cuando se trabaja sin modelar aparece un mayor número de zonas importantes repartidas de forma más dispersa. Esto supone un obstáculo a la hora de querer integrarlas dentro de la RENPA. El uso de técnicas de modelación ha permitido obtener resultados más coherentes que pueden ser de ayuda para los gestores a la hora de decidir qué nuevas zonas deben incluirse en una red de espacios naturales protegidos (MAES *et al.*, 2005). No obstante, la modelación ambiental es sólo una herramienta cuyos resultados habrá que verificar con trabajo de campo.

Los conceptos y operaciones de la lógica difusa en la modelación ambiental y en *Gap Analysis* responden a una visión de la conservación que considera a la naturaleza como algo que no es rígido ni estático. Un área no será totalmente favorable ni totalmente desfavorable para una determinada especie sino que será una zona favorable para esa especie en un cierto grado.

En este trabajo se ha considerado la riqueza de anfibios, pero habrá que usar otros grupos de animales y plantas y otros criterios como los de rareza, vulnerabilidad o endemicidad (MOORE *et al.*, 2003; REAL *et al.*, en prensa) para determinar con más precisión cuáles son las zonas importantes para el conjunto de la biodiversidad en Andalucía.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte del proyecto CGL2006-09567/BOS (Proyecto I+D) financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia cofinanciado por el FEDER y el proyecto P05-RNM-00935 financiado por la Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa (Junta de Andalucía), respectivamente. A. Estrada es estudiante doctoral con una beca de la misma Consejería.

BIBLIOGRAFÍA

ALLEN, C.R., PEARLSTINE, L.G. & KITCHENS, W.M. 2001. Modeling viable mammal populations in Gap Analysis. *Biological Conservation*, 99: 135-144.

ANTÚNEZ, A., REAL, R. & VARGAS, J.M. 1988. Análisis biogeográfico de los anfibios de la vertiente sur de la Cordillera Bética. *Miscelánea Zoológica*, 12: 261-272.

BENJAMINI, Y. & HOCHBERG, Y. 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society* B, 57: 289-300.

BENJAMINI, Y. & YEKUTIELI, D. 2001. The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency. *The Annals of Statistic*, 29: 1165-1188.

BUSACK, S.D. 1986. Biochemical and morphological differentiation in Spanish and Moroccan populations of *Discoglossus* and the description of a new species from Southern Spain (Amphibia, Anura, Discoglossidae). *Annals of Carnegie Museum*, 55: 41-61.

CANTÚ, C., WRIGHT, R.G., SCOTT, J.M. & STRAND, E. 2004. Assessment of current and proposed nature reserves of Mexico based on their capacity to protect geophysical features and biodiversity. *Biological Conservation*, 115: 411-417.

COMISIÓN DE TAXONOMÍA DE LA ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA. 2005. *Lista patrón actualizada de la herpetofauna española: Conclusiones de nomenclatura y taxonomía para las especies de anfibios y reptiles de España*. AHE. Barcelona. 46 pp.

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. 2004. *La RENPA en cifras* (CD-Rom). Junta de Andalucía. Sevilla.

FROST, D.R., GRANT, T., FAIVOVICH, J., BAIN, R.H., HAAS, A., HADDAD, C.F.B., DE SA, R.O., CHANNING, A., WILKINSON, M., DONNELLAN, S.C., RAXWORTHY, C., CAMPBELL, J. A., BLOTTO, B.L., MOLER, P., DREWES, R.C., NUSSBAUM, R.A., LYNCH, J.D., GREEN, D.M. & WHEELER, W.C. 2006. The amphibian tree of life. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 297: 1-370.

GARCÍA, L.V. 2003. Controlling the false discovery rate in ecological research. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 553-554.

GONZÁLEZ DE LA VEGA, J.P. 1988. *Anfibios y reptiles de la provincia de Huelva*. Ertisa. Huelva.

HALLEY, J.M., OLDHAM, R.S. & ARNTZEN, J.W. 1996. Predicting the persistence of amphibian populations with the help of a spatial model. *Journal of Applied Ecology*, 33: 455-470.

HECNAR, S. J. & M'CLOSKEY, R.T. 1996. Regional dynamics and the status of amphibians. *Ecology*, 77 (7): 2091-2097.

HOSMER, D.W. & LEMESHOW, S. 2000. *Applied Logistic Regression. 2nd edition*. John Wiley and Sons, Inc. New York.

HUTCHINSON, G.E. 1965. *The Ecological Theater and the Evolutionary Play*. Yale University Press. 139 pp.

LOBO, J.M. 2005. Santuarios y protección de la diversidad biológica: ¿Podemos seguir un criterio razonable? *Biojournal.net*, octubre 2005.

MAES, D., BAUWENS, D., DE BRUYN, L., ANSELIN, A., VERMEERSCH, G., VAN LANDUYT, W., DE KNIJF, G. & GILBERT, M. 2005. Species richness coincidence: conservation strategies based on predictive modelling. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1345-1364.

MAIORANO, L., FALCUCCI, A. & BOITANI, L. 2006. Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: Priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biological Conservation*, 133: 455-473.

MOORE, J.L., BALMFORD, A., BROOKS, T., BURGUESS, N. D., HANSEN, L.A., RAHBEK, C. & WILLIAMS, P.H. 2003. Performance of Sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation Biology*, 17 (1): 207-218.

OLDFIELD, T.E.E., SMITH, R.J., HARROP, S.R. & LEADER-WILLIAMS, N. 2004. A Gap Analysis of terrestrial protected areas in England and its implications for conservation policy. *Biological Conservation*, 120: 303-309.

PLEGUEZUELOS, J.M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (Eds.). 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid. 584 pp.

PLEGUEZUELOS, J.M. & FERICHE, M. 2003. *Anfibios y reptiles*. Diputación de Granada.

PRESSEY, R.L., WHISH, G.L., BARRETT, T.W. & WATTS, M. E. 2002. Effectiveness of protected areas in north-eastern New South Wales: recent trends in six measures. *Biological Conservation*, 106: 57-69.

REAL, R. 1992. Las tendencias geográficas de la riqueza específica. In: *Monografías de Herpetología 2*. J. M. Vargas, R. Real & A. Antúnez (Eds.): 85-94. Asociación Herpetológica Española. Valencia.

REAL, R., BARBOSA, A.M., MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARÍS, M. 2005. Distinguishing the distributions of two cryptic frogs (Anura: Discoglossidae) using molecular data and environmental modeling. *Canadian Journal of Zoology*, 83: 536-545.

REAL, R., BARBOSA, A.M. & VARGAS, J.M. 2006. Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environmental and Ecological Statistics*, 13: 237-245.

REAL, R., ESTRADA, A., BARBOSA, A.M. & VARGAS, J.M. En prensa. Aplicación de la lógica difusa al concepto de rareza para su uso en Gap Analysis: el caso de los mamíferos terrestres en Andalucía. *Serie Geográfica*.

REY BENAYAS, J.M. & DE LA MONTAÑA, E. 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation*, 114: 357-370.

REYERS, B., FAIRBANKS, D.H.K., WESSELS, K.J. & VAN JAARSVELD, A.S. 2002. A multicriteria approach to reserve selection: addressing long-term biodiversity maintenance. *Biodiversity and Conservation*, 11: 769-793.

ROUGET, M., RICHARDSON, D.M. & COWLING, R.M. 2003. The current configuration of protected areas in The Cape Floristic Region, South Africa – reservation bias and representation of biodiversity patterns and processes. *Biological Conservation,* 112: 129-145.

SCOTT, J.M., DAVIS, F., CSUTI, B., NOSS, R., BUTTERFIELD, B., GROVES, C., ANDERSON, H., CAICCO, S., D´ERCHIA, F., EDWARDS JR., T.C., ULLIMAN, J. & WRIGHT, R.G. 1993. Gap Analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs*,123: 1-41.

SIERRA, R., CAMPOS, F. & CHAMBERLIN, J. 2002. Assessing biodiversity conservation priorities: ecosystem risk and representativeness in continental Ecuador. *Landscape and Urban Planning*, 59: 95-110.

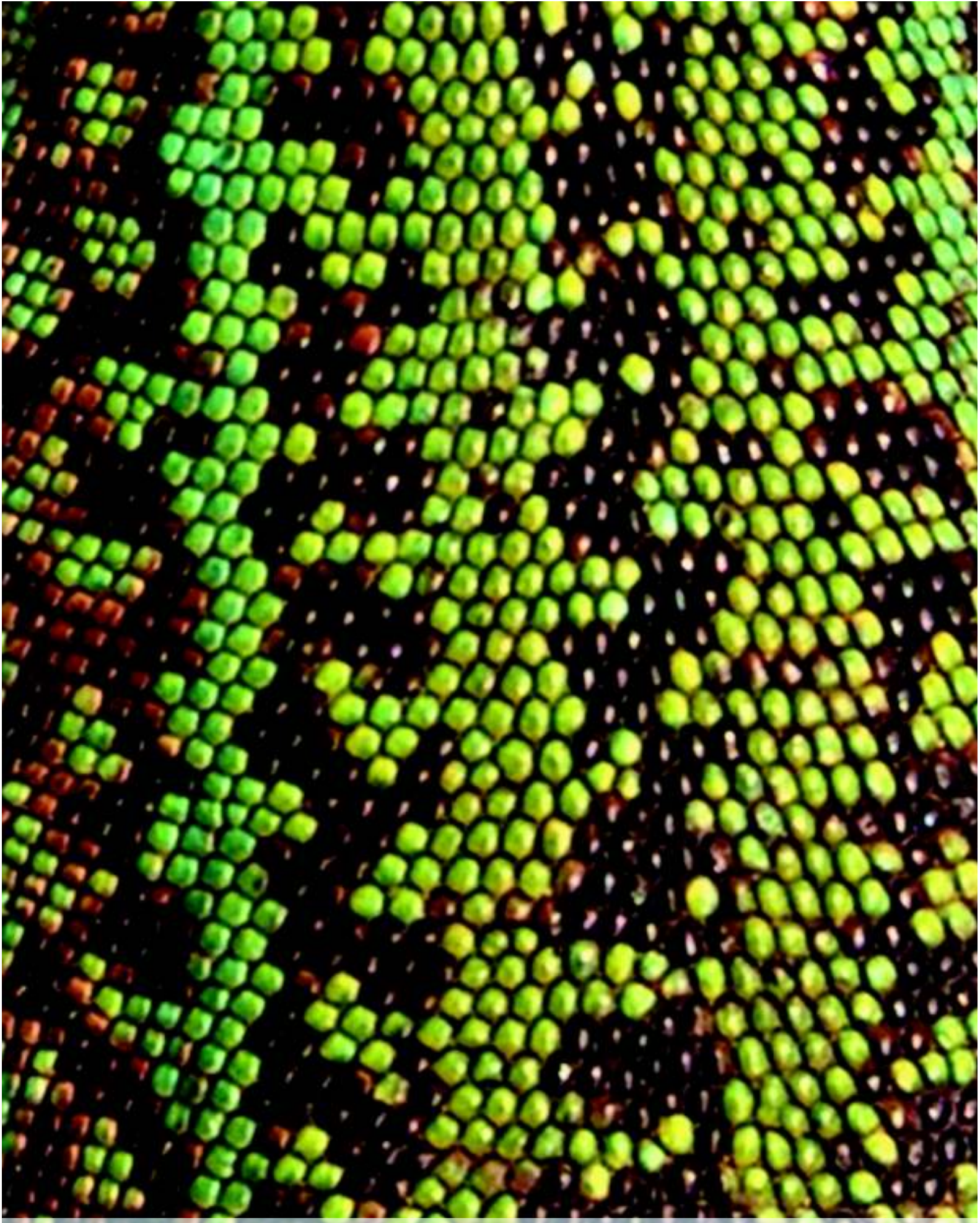
STRITTHOLT, J.R. & BOERNER, R.E.J. 1995. Applying biodiversity Gap Analysis in a regional nature reserve design for the edge of Appalachia, Ohio (U.S.A.). *Conservation Biology,* 9 (6): 1492-1505.

TEJEDO, M., REQUES, R., GASENT, J.M., GONZÁLEZ DE LA VEGA, J.P., MORALES, J., GARCÍA, L., GONZÁLEZ, E., DONAIRE, D., SÁNCHEZ-HERRÁIZ M.J. & MARANGONI, F. 2003. *Distribución de los anfibios endémicos de Andalucía. Estudio genético y ecológico de las poblaciones*. Proyecto Convenio de Colaboración C. M. A. – C. S. I. C. 173 pp. + 1 CD.

VARGAS, J.M. & R. REAL 1997. Biogeografía de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica. In: *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles de España y Portugal*. J. P. Martínez-Rica & J. M. Pleguezuelos (Eds.): 309-320. Granada.

WHITTAKER, R.J., ARAÚJO, M.B., JEPSON, P., LADLE, R.J., WATSON, J.E. M. & WILLIS, K.J. 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*,11: 3-23.

YIP, J.Y., CORLETT, R.T. & DUDGEON, D. 2004. A fine-scale Gap Analysis of the existing protected area system in Hong Kong, China. *Biodiversity and Conservation*, 13: 943-957.



Nuevas citas de anfibios y reptiles en Marruecos

José Luis Guzmán, Francisco Ceacero & Enrique García-Muñoz

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	82-87	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Nuevas citas de anfibios y reptiles en Marruecos

New records of amphibians and reptiles from Morocco

José Luis Guzmán[1,2,*], Francisco Ceacero[1,2] & Enrique García-Muñoz[2,3]

[1] Instituto de investigación en Recursos Cinegéticos, IREC (CSIC, UCLM, JCCM), Ronda de Toledo s/n, 13071 Ciudad Real, España.

[2] Asociación Giennense de Herpetología, c/ Pintor Miró, 6, 23700, Linares, Jaén, España.

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

* guzman.jl@hotmail.com

RESUMEN

El presente trabajo recoge un total de 96 citas para 30 especies de anfibios y reptiles en 49 localidades diferentes de Marruecos. Estas localidades comienzan en Tánger, en el norte del país caracterizado por un clima mediterráneo, y terminan en Merzuaga, cerca de la frontera con Argelia y con clima sahariano.

PALABRAS CLAVE: Distribución, anfibios, reptiles, Marruecos.

ABSTRACT

The current study shows 96 records for 30 species of amphibians and reptiles in 49 different localities of Morocco. These localities start in Tangier, in the north of the country with Mediterranean climate, and they end in Merzuaga, near the Algerian border with Saharan climate.

KEY WORDS: Distribution, amphibians, reptiles, Morocco.

LABURPENA

Honako lan honek guztira 96 aipu biltzen ditu 30 anfibio eta narrasti espezieri buruz, Marokoko 49 herritan jasoak. Herri horiek Tanger aldean hasten dira (klima mediterraneoa ezaugarritzat duen herrialdearen iparraldean alegia) eta Merzuagan amaitzen, Aljeriako mugatik hurbil (Saharako klima nagusi delarik).

GAKO-HITZAK: Distribuzioa, anfibioak, narrastiak, Maroko.

INTRODUCCIÓN

La herpetofauna de Marruecos es sin duda la mejor conocida de todo el norte de África, gracias tanto a obras generales (Bons & Geniez, 1996; Geniez *et al.*, 2004; Schleich *et al.*, 1996) como a periódicas publicaciones que recogen nuevos datos de distribución (Brito, 2003; Fahd *et al.*, 2005; Herrmann & Herrmann, 2003; Martínez-Medina, 2001; Padial *et al.*, 2002). Debido a su carácter fronterizo entre el mundo mediterráneo y el sahélico, fuertemente marcado por el desierto del Sáhara, posee una enorme diversidad de hábitats que permiten la presencia de especies de afinidad biogeográfica muy diferente, desde especies centroeuropeas hasta especies tropicales. Un total de 11 especies de anfibios y 112 de reptiles han sido detectadas en la región (Bons & Geniez, 1996). El presente trabajo aporta datos sobre la distribución de 30 de estas especies, 7 anfibios y 23 reptiles.

MATERIAL Y METODOS

Del 1 al 8 de abril de 2006 se realizó una expedición de carácter herpetológico que comenzó en la costa atlántica (Tánger) y concluyó en las estribaciones del Sahara (Merzuaga). Se presentan 96 citas que corresponden a 49 localidades, determinadas mediante GPS. Debido a la cercanía de algunas de ellas, varias de estas localidades se muestran agrupadas en la figura 1, de forma que sólo aparecen 36 puntos de muestreo (PM).

Figura 1. Mapa de Marruecos. Los números representan la situación aproximada de las localidades citadas.

Figure 1. Map of Morocco. The numbers represent the aproximate location of the cited localities.

RESULTADOS

Pleurodeles waltl:

(30S TD6441; Alt. 110; PM 11): Larvas en charcón poco profundo con abundantes ranúnculos, a 10 km al sur de Ouzzane. (30S TD7102; Alt. 65; PM13): Numerosas larvas en una charca permanente en los alrededores del Oued Sebou. También se detectó una hembra no grávida en fase acuática. Estas citas rellenan un cierto vacío existente hasta el momento en el centro de su área de distribución (Bons & Geniez, 1996; Carretero *et al.*, 2004).

Discoglossus scovazzi:

(30S TD6860; Alt. 180; PM 9): Larvas y metamórficos en una cuneta encharcada junto a pastizales en los alrededores del Oued Lendbula. (30S TD7102; Alt. 65; PM 13): Larvas en charca permanente en los alrededores del Oued Sebou. (30S UB0656; Alt. 2140; PM 25): Larvas en laguna de alta montaña con pastizales a 8 km al sur del Aguelmam S'Afi. (30S UB2024; Alt. 1470; PM 27): Adulto en laguna artificial en una zona árida, cerca del Oued Ansegmir. (30S UB3220; Alt. 1440; PM 28): Juvenil en charca en valle predesértico, junto a Tabamout. Especialmente interesantes son las dos últimas citas, que confirman la presencia de la especie en el Valle de Attayach, en la cuenca alta del Oued Moulouya.

Pelobates varaldii:

(30S TD6747; Alt. 175; PM 11): Larvas en charca con mucha vegetación, 10 km al sur de Ouzzane. (30S TD6441; Alt. 110; PM 11): Larvas en charcón con ranúnculos a 7 km al sur de Ouzzane. Estos datos amplían algunos kilómetros hacia el este la distribución de la especie.

Bufo mauritanicus:

(30S TD7036; Alt. 110; PM 2): Hembra en el Oued Chekkour, con matorral mediterráneo y cultivos de cereal. (30S TD7679; Alt. 135; PM 8): Larvas en el Oued Loukos y adultos en pastizales cercanos. (30S TD6757; Alt. 140; PM 10): Larvas en cuneta encharcada a 5 km al norte de Ouzzane. (30S TD6653; Alt. 250; PM 10): Hembra atropellada unos 4 km al norte de Ouzzane. (30S TD7102; Alt. 65; PM 13): Larvas y metamórficos en un charcón permanente en los alrededores del Oued Sebou. (30S TC8271; Alt. 250; PM 14): 2 machos en un pequeño arroyo entre olivar adehesado en los alrededores del Oued Mkés. (30S UC1438; Alt. 1090; PM 17): Adulto atropellado cerca de huertos, en los alrededores de Imouzer Kandar. (30S TC9609; Alt. 1390; PM 21): Adulto atropellado en los alrededores de Azrou. (30S UB1731; Alt. 1490; PM 26): Cantos en zona árida, en los alrededores del Oued Moulouya. (30S UB2024; Alt. 1470; PM 27): Macho en una laguna artificial cerca del Oued Ansegmir. (30S UB3220; Alt. 1440; PM 28): Larvas en una pequeña charca temporal en el valle predesértico de Attayach, cerca de Tabamout. (30S UA5884; Alt. 1475; PM 30): Larvas y metamórficos en el Oued Hamza. (29S VA0340; Alt. 740; PM 36): Numerosos machos y hembras en canales de riego en el oasis de Merzuaga.

Bufo viridis viridis:

(30S UB0773; Alt. 1915; PM 23): Macho en laguna de alta montaña rodeada de pastizales, 5 km al norte de Timahdite. (30S UB0656; Alt. 2140; PM 25): Macho adulto bajo piedra y puestas en laguna de alta montaña con pastizales, 8 km al sur del Aguelmam S'Afi. (30S UB2024; Alt. 1470; PM 27): Machos y larvas en una laguna artificial en zona predesértica cercana al Oued Ansegmir. (29S VA0340; Alt. 740; PM 36): Machos y hembras en los canales de riego del oasis de Merzuaga.

Hyla meridionalis:

(30S TD6749; Alt. 175; PM 11): Larvas en charca entre cultivo de cereal 10 km al sur de Ouzzane. (30S TD7102; Alt. 65; PM 13): Larvas, metamórficos y cantos en charcón permanente en los alrededores del Oued Sebou. Esta cita rellena el vacío existente en torno a la llanura de Fez. (30S TD8271; Alt. 250; PM 14): Cantos en arroyo entre olivar adehesado en los alrededores del Oued Mkés. (30S UB0773; Alt. 1915; PM 23): Dos machos en laguna de alta montaña y pastizal a 5 km al norte de Timahdite. (30S UB0656; Alt. 2140; PM 25): Macho en laguna de alta montaña y pastizal a 8 km al sur del Aguelmam S'Afi. Este ejemplar, el único detectado en la zona (figura 2), presentaba una serie de manchas dorsales negras que podrían corresponder a la llamada forma "del Anti-Atlas" (Aellen, 1951; Bons & Geniez, 1996). (30S UB1731; Alt. 1490; PM 26): Cantos en zona predesértica en los alrededores del Oued Moulouya. (30S UB2024; Alt. 1470; PM 27): Machos en laguna artificial en zona predesértica junto al Oued Ansegmir.

Figura 2. *Hyla meridionalis* con manchas dorsales negras procedente del Atlas Medio, cerca de Aguelmam S´Afi.

Figure 2. *Hyla meridionalis* with black dorsal spots from Middle Atlas, near Aguelmam S´Afi.

Rana saharica:

(30S TE7036; Alt. 110; PM 2): Adultos en el Oued Chekkour, entre matorral mediterráneo y cultivos de cereal. (30S TE8223; Alt. 200; PM 3): Adulto en los alrededores de Bni Hassan. (30S TE8580; Alt. 195; PM 6): Cantos en Oued Mlilah, entre monte mediterráneo. (30S TD9184; Alt. 400; PM 7): Adultos en alcornocal en el km 10 de la carretera entre Derdara y BabTaza. (30S TD6860; Alt. 180; PM 9): Larvas y metamórficos en pastizal encharcado junto a la carretera, en los alrededores del Oued Lendbula. (30S TD6837; Alt. 120; PM 12): Adultos en el Oued Hamdallah. (30S TD7102; Alt. 65; PM 13): Cantos en charcón permanente en los alrededores del Oued Sebou. (30S TD7001; Alt. 55; PM 13): Cantos en arroyo entre olivar adehesado en los alrededores del Oued Sebou. (30S TC8271; Alt. 250; PM 14): Adultos en arroyo en olivar adehesado en los alrededores del Oued Mkés. (30S UC1229; Alt. 1430; PM 18): Adultos en pastizal inundable en el Jebel El Halloukh. (30S UC0514; Alt. 1605; PM 20): Adulto en arroyo de montaña junto al Oued Tizquit. (30S UB1163; 2095; PM 24): Cantos en valle encharcado de alta montaña en Aguelmam S'Afi. (30S UB0656; Alt. 2140; PM 25): Adultos en laguna de alta montaña y pastizal a 8 km al sur de Aguelmam S'Afi. (30S UB2024; Alt. 1470; PM 27): Adultos en laguna artificial en zona árida junto al Oued Ansegmir, (30S UA5679; Alt. 1400; PM 29): Adulto en un pequeño río 5 km al Este de Ait Zebzat. (30S UA5884; Alt. 1475; PM 30): Adultos en el Oued Hamza. (29S UA8788; Alt. 840; PM 33): Adulto a 5 km al Norte de Erfoud. (29S VA0340; Alt. 740; PM 36): Machos y hembras en canal de riego entre huertas y palmeras en el oasis de Merzuaga.

Reptiles

Testudo graeca graeca:

(30S TE7036; Alt. 110; PM 2): Hembra adulta y hembra joven en Oued Chekkour, con matorral mediterráneo y cultivos de cereal. (30S TE8005; Alt. 450; PM 5): Caparazón entre palmitos en los alrededores de Zaouia. (30S TD8681; Alt. 205; PM 6): Macho en alcornocal en los alrededores de Zaouia. (30S TC8271; Alt. 290; PM 15): Juvenil en Oued Mkés, arroyo pedregoso entre cultivos de cereal. (30S UC1641; Alt. 950; PM 16): Juvenil en pedregal con palmitos 5 km al sur del aeropuerto Fez-Sais.

Mauremys leprosa ssp:

(31S TE7036; Alt. 110; PM 2): Adultos y juvenil en el Oued Chekkour, entre matorral mediterráneo y cereal. (30S TE8420; Alt. 270; PM 3): Adulto atropellado en los alrededores de Bni Hassan. (30S TD6748; Alt. 170; PM 11): Adulto atropellado 10 km al sur de Ouzzane. (30S TD6441; Alt. 110; PM 11): Adulto en charcón con ranúnculos 10 km al sur de Ouzzane. (30S UC0514; Alt. 1605; PM 20): Adulto en arroyo de montaña cerca del Oued Tizquit. (30S UB2024; Alt. 1470; PM 27): Adultos en laguna artificial junto al Oued Ansegmir. (30SUA5679; Alt. 1400; PM 29): Adulto en río 5 km al este de Ait Zebzat. En Marruecos se ha descrito la presencia de 7 subespecies (Bour & Maran, 1998; Schleich *et al.*, 1996), aunque los ejemplares encontrados no pudieron ser identificados hasta este nivel. Destacan las dos últimas citas correspondientes al valle de Attayach, en la cuenca alta del Oued Moulouya, donde la especie no había sido descrita.

Tarentola mauritanica mauritanica:

(30S TC8271; Alt. 250; PM 14): Muchos adultos y juveniles en troncos de olivos en los alrededores del Oued Mkés. (30S UB1731; Alt. 1400; PM 26): Adultos y juveniles en rocas aisladas en una zona árida en los alrededores del Oued Moulouya, en el Valle de Attayach. Para la identificación subespecífica se siguieron las descripciones de Geniez *et al.* (1999). Todos los individuos encontrados correspondieron a la subespecie nominal.

Tarentola deserti:

(29S VA0768; Alt. 800; PM 34): Adultos en chozas de adobe en desierto arenoso con matorrales, Erg Chibbi.

Tropiocolotes algericus:

(29S VA0440; Alt. 740; PM 36): Adultos en muros de adobe en la ciudad oasis de Merzuaga.

Agama impalearis:
(30S TB7479; Alt. 120; PM 8): Adulto muerto bajo palmito junto al Oued Loukkos.

Trapelus mutabilis:
(29S VA0768; Alt. 800; PM 34): Adulto en desierto arenoso con matorrales, Erg Chibbi.

Uromastyx acanthinurus acanthinurus:
(30S UA5037; Alt. 1080; PM 32): Juvenil atropellado junto a pedregal semidesértico, 5 km al norte de Er Rachidia.

Lacerta tangitanus:
(30S UC1229; Alt. 1430; PM 18): Juvenil en zona de pasto junto al Jebel El Halloukh. (30S UC0824; Alt. 1460; PM 19): Hembra en encinar, 5 km al norte de Ifrane. (30S TB9895; Alt. 1970; PM 22): Juvenil en pastizal de alta montaña en el Jebel Hebri.

Podarcis vaucheri:
(30S TC9700; Alt. 1759; PM 21): Macho y juvenil en bosque de cedros en los alrededores de Azrou. (30S TB9897; Alt. 1910; PM 22): Adultos en pedregal con pastos de alta montaña en el Jebel Hebri. (30S UB0656; Alt. 2140; PM 25): Machos y hembras junto a laguna de alta montaña y pastizal, a 8 km al sur del Aguelmam S'Afi.

Psammodromus algirus algirus:
(30S TE6738; Alt. 320; PM 1): Adulto en pinar con matorral y pasto en los alrededores de El Fendal. (30S TE8419; PM 4): Adulto en los alrededores de Bni Hassan. (30S TD8580; Alt. 195; PM 6): Adulto en Oued Mlilah, entre monte mediterráneo. (30S TD9184; Alt. 400; PM 7): Juvenil en alcornocal en el km 10 de la carretera Derdara-Bab Taza. (30S TD7479; Alt. 120; PM 19): Adulto en el valle del Oued Loukos. Tan sólo fue encontrada la subespecie nominal.

Acanthodactylus erythrurus belli:
(30S TB9895; Alt. 1975; PM 22): Adulto en pastizal de alta montaña en el Jebel Hebri, en la vertiente norte del Atlas Medio. Esta cita corresponde a una zona donde la subespecie descrita es *A. e. atlanticus* (Bons & Geniez, 1995).

Acanthodactylus maculatus:
(30S UB1830; Alt. 1485; PM 26): 2 machos y 2 hembras en pedregal árido con matorral en los alrededores del Oued Moulouya.

Acanthodactylus dumerili exiguus:
(29S VA0768; Alt. 800; PM 34): Adulto en desierto arenoso con matorrales, Erg Chibbi.

Acanthodactylus longipes:
(29S VA0768; Alt. 800; PM 34): Adultos en desierto arenoso con matorrales, Erg Chibbi. (29S UA9959; Alt. 760; PM35): Adultos junto al cauce seco del Oued El Boida. Aunque esta especie está asociada a la presencia de grandes dunas eólicas (Bons & Geniez, 1996) en ninguna de las dos ocasiones fue encontrado en este tipo de hábitat, sino en extensiones arenosas con algo de matorral. En la primera localidad la especie se encontró en simpatría con *A. dumerilli*. Ambas especies fueron discriminadas en función del número de escamas ventrales (Geniez *et al.*, 2004).

Chalcides ocellatus ocellatus:
(29S VA0341; Alt. 700; PM 36): Adulto refugiado entre palmeras en el oasis de Merzuaga.

Chalcides pseudostriatus:
(30S UB0773; Alt. 1915; PM 23): Juvenil junto a laguna de alta montaña con pastizal de ganadería, 5 km al norte de Timahdite.

Scincus albifasciatus laterimaculatus:
(29S VA0440; Alt. 770; PM 36): Adultos entre las grandes dunas eólicas de Merzuaga.

Ophisaurus koellikeri:
(30S UC1229; Alt. 1430; PM 18): Tres ejemplares en una zona de pasto inundable junto al Jebel El Halloukh. Dos de ellos fueron encontrados bajo la misma piedra. Ambos tenían una longitud similar y, a juzgar por el tamaño relativo de cabeza y cuerpo respecto a la longitud total, podría tratarse de una pareja en cortejo.

Blanus tingitanus:
(30S TD6837; Alt. 170; PM 12): Dos hembras y un macho en una ladera pedregosa con ganadería junto al Oued Hamdallah. Los tres individuos fueron discriminados de *B. mettetali* en base a criterios morfológicos (Bons & Geniez, 1996; Busack, 1988).

Trogonophis wiegmanni wiegmanni:
(30S UC1641; Alt. 880; PM 16): Adulto en linde entre olivar y cereal, 5 km al sur del aeropuerto Fez-Sai. Cita interesante por encontrarse dentro del área de distribución de *T. w. elegans.*

Natrix maura:
(30S TD8580; Alt. 195; PM6): Juvenil en el Oued Mlilah.

Spalerosophis dolichospilus:
(30S UA7159; Alt. 1230; PM 31): Juvenil atropellado en una carretera de montaña sobre un cortado

fluvial, a 5 km al norte de Tammarrakech. Cita interesante por tratarse de una especie extremadamente discreta para la que el número de localidades conocidas es bajo.

DISCUSIÓN

Se presentan datos de distribución para 49 localidades en las que se han detectado 7 especies de anfibios y 23 de reptiles. El número de citas no es excesivamente elevado, especialmente para los reptiles, que parecían estar aún poco activos en la fecha de realización del estudio. Este hecho es aún más evidente en el caso de los Ofidios, para los que sólo se obtuvieron dos contactos. En general, la mayoría de las citas corresponden a especies ya conocidas en las zonas donde fueron detectadas, aunque algunas de ellas consiguen rellenar vacíos en la distribución conocida (*P. waltl, D. scovazzi, H. meridionalis, M. leprosa*), ampliarla (*P. varaldii, A. longipes*) o detectar zonas de contacto entre subespecies (*A. erythrurus, T. wiegmanni*). Otras citas destacan por tratarse de especies discretas, raras o de distribución reducida en Marruecos (*P. varaldii, T. deserti, T. mutabilis, A. longipes, C. pseudostriatus, O. koellikeri, S. dolichospilus*).

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. José Antonio Mateo por su ayuda en la planificación de la expedición y su posterior ayuda en la identificación de algunos ejemplares. A Luis Pedradas, por su pasión por estos animales y sus comentarios sobre los ejemplares detectados. Y sobre todo a Kharchouch Nouri-Eddin por su amabilidad y hospitalidad.

BIBLIOGRAFIA

AELLEN, V. 1951. Contribution à l´herpétologie du Maroc. *Bull. Soc. Sci. Nat. Maroc.* 31:153-199.

BONS, J. & GENIEZ, P. 1995. Contribution to the sistematics of the lizard *Acanthodactylus erythrurus* (Sauria, Lacertidae) in Morocco. *Herpetological Journal*, 5:271-280.

BONS, J. & GENIEZ, P. 1996. *Anfibios y reptiles de Marruecos*. AHE.

BOUR, R. & MARAN, J. 1998. Taxonomie de *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) dans le sud du Maroc: la "Tortue aux yeux bleus" (Reptilia, Chelonii, Geoemydidae). *Manouria*, 1(2): 22-42.

BRITO, J.C. 2003. Observations of amphibians and reptiles from north and west Africa – Morocco, Mauritania and Senegal. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 14 (1-2): 2-6.

BUSACK, S.D. 1988. Biochemical and morphological differentiation in Spanish and Moroccan populations of Blanus and the description of a new species from Northern Morocco (Reptilia, Amphisbaenia, Amphisbaenidae). *Copeia* 1988(1): 101-109.

CARRETERO, M.A., HARRIS, D.J., PINHO, C., BATISTA, V, & PERERA, A. 2004. *Pleurodeles waltl* (Gallipato): Nueva población meridional en Marruecos. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española,* 15(1): 13.

FAHD, S., BENITEZ, M., BRITO, J.C., CARO, J., CHIROSA, M., FERICHE, M., FERNANDEZ-CARDENETE, J.R., MARTINEZ-FREIRA, F., MARQUEZ-FERRANDO, R., NESBITT, D., PLEGUEZUELOS, J.M., REQUES, R., RODRIGUEZ, M.P., SANTOS, X. & SICILIA. 2005. Distribución de *Vipera latasti* en el Rif y otras citas herpetológicas para el norte de Marruecos. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 16(1-2): 19-25.

GENIEZ, P., ESCATLLAR, J., CROCHET, P.A., MATEO, J.A. & BONS, J. 1999. A new form of the genus Tarentola from north-western Africa. *Herpetozoa*, 12(3/4): 187-194.

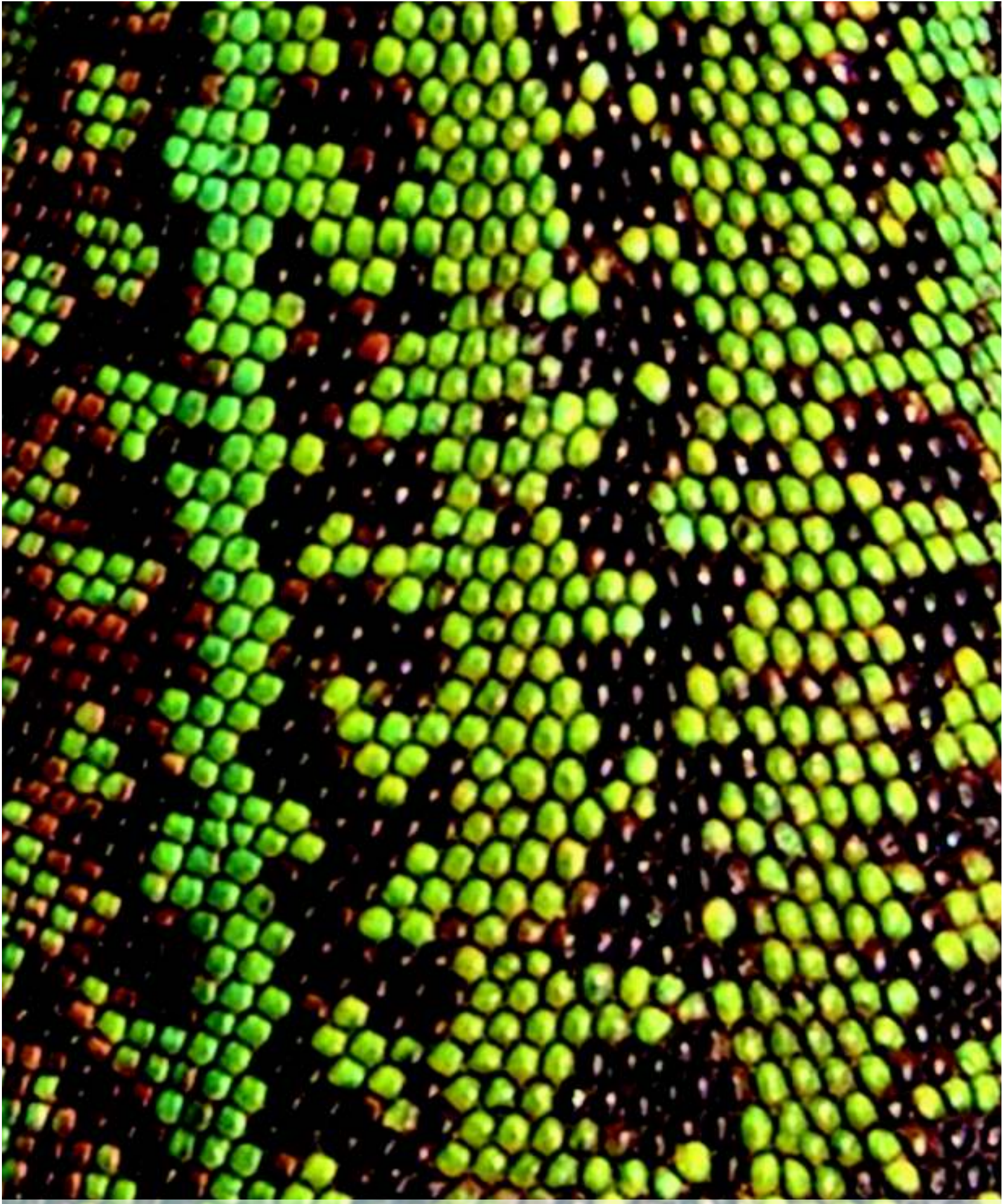
GENIEZ, P., MATEO, J.A., GENIEZ, M. & PETHER, J. 2004. *Amphibians and reptiles of the Western Sahara*. Chimaira.

HERRMANN, P.A. & HERRMANN, H.W. 2003. New records and natural history notes for amphibians and reptiles from Southern Morocco. *Herpetological Review*, 34(1): 76-77.

MARTINEZ-MEDINA, F.J. 2001. Nuevos registros de anfibios y reptiles en la Sierra del Haus (NW de Marruecos). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 12(1): 2-5.

PADIAL, J.M., CASTROVIEJO-FISHER, S., QUINTANA, A.Z., AVILA, E., PEREZ, J. & CASTROVIEJO, J. (2002). Distributional notes of reptiles for Northwestern Africa. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 13 (1-2): 2-5. (Spanish).

SCHLEICH, H.H., KESTLE, W. & KABISCH, K. 1996. *Amphibians and reptiles of North Africa*. Koeltz Scientific Books.



Seguimiento de una población costera de rana bermeja (*Rana temporaria*)

Alberto Gosá & Vanessa Sarasola

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	88-93	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Seguimiento de una población costera de rana bermeja (*Rana temporaria*)

Surveying a coastal population of Common frog (*Rana temporaria*)

Alberto Gosá* & Vanessa Sarasola
Observatorio de Herpetología, Sociedad de Ciencias Aranzadi, Zorroagagaina, 11. 20014 Donostia-San Sebastián
*agosa@telefonica.net

INTRODUCCIÓN

Se admite comúnmente que la destrucción, pérdida y fragmentación del hábitat es el principal factor desestabilizador de los anfibios a escala planetaria (Burkey, 1989; DeMaynadier & Hunter, 1998; Lehtinen *et al.*, 1999; Semlitsch, 2000; Rothermel & Semlitsch, 2002; Cushman, 2006), aunque un conjunto de procesos, identificados en mayor o menor medida, está contribuyendo a una parte importante del declive (Stuart *et al.*, 2004). Si en los medios tropicales la pérdida de hábitat es el causante principal de la desaparición de especies, en el paleártico, y más concretamente en Europa, ha producido la pérdida de poblaciones, como ha quedado profusamente recogido en las informaciones facilitadas por el Declining Amphibian Populations Task Force (DAPTF). En España Márquez & Lizana (2002) atribuyen igualmente esta pérdida a los efectos producidos por un cúmulo de causas que inciden en la alteración del hábitat por vías diversas, desde la directa que ha supuesto la deforestación secular y sustitución de los bosques por cultivos o la urbanización y desaparición de las zonas húmedas hasta la indirecta del uso masivo de productos fitosanitarios, que modifican asimismo las condiciones originales del hábitat.

El seguimiento de las poblaciones afectadas en áreas cuyos hábitats han sido alterados es una práctica habitual para evaluar su estado, y una herramienta indispensable en los planes de gestión de anfibios. Existe una amplia metodología que ha sido recogida en manuales (Heyer *et al.*, 1998; Gent & Gibson, 2003). Algunas poblaciones amenazadas en el norte de la península Ibérica por la destrucción de su hábitat son actualmente objeto de seguimiento en planes de gestión y conservación. Es el caso de la ranita meridional en Guipúzcoa (Rubio & Etxezarreta, 2003) o de la rana ágil en Navarra (Sarasola & Gosá, 2006).

La población amenazada de *Rana temporaria* en el paraje de Motondo (Orio, Guipúzcoa) está siendo estudiada desde 1991. Es la única población costera conocida de la especie a nivel del mar en el Cantábrico, situada a orillas de la ría de Oria, sobre una antigua marisma trasformada en prados (figura 1). Sus propietarios están modificando el humedal durante los últimos 18 años, para convertirlo en una pradera artificial con zonas rellenadas mediante aportes de tierra, escombros y polvo de mármol, obtenido como subproducto en una industria de corte de material de canteras. El lugar todavía mantiene una aliseda cantábrica, muy importante como hábitat de la rana bermeja en las condiciones actuales, compuesta por alisos (*Alnus glutinosa*) con sotobosque de laurel (*Laurus nobilis*), acebo (*Ilex aquifolium*), roble pedunculado (*Quercus robur*), sauce (*Salix sp.*) y fresno (*Fraxinus excelsior*), una formación forestal propia de los suelos ribereños de los estuarios en el Golfo de Vizcaya, catalogada como hábitat prioritario (91E0) en la Directiva Hábitat 92/43/CEE.

El seguimiento realizado durante los siete primeros años de estudio (Gosá, 1998) puso en evidencia el fuerte descenso poblacional producido por la pérdida de biotopos reproductores en el lugar. A la desaparición de la cubierta vegetal acuática (juncales, carrizales, matorral arbustivo de la especie invasora *Baccharis halimifolia*) se añadió la pérdida de áreas reproductoras, como los charcos estacionales, que fueron rellenados, o las acequias de drenaje de los antiguos prados, a las que se impidió, en la medida de lo posible, el acceso de las aguas de la regata de alimentación.

En la presente nota se analiza la situación actual de *R. temporaria* en Motondo, a partir del seguimiento poblacional durante los últimos quince años, mediante el conteo anual de las puestas y de los biotopos utilizados en la reproducción.

Figura 1. Panorámica del humedal de Motondo en invierno de 2002. La aliseda, al fondo.
Figure 1. Panoramic view of the Motondo's wetland in winter 2002, the alder forest seeing at the back.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El conteo anual de puestas ha permitido realizar una estima del tamaño poblacional de las hembras reproductoras de *R. temporaria*, que deposita los huevos agrupados en una sola masa. Se aprecian dos fases en el proceso seguido por la población (figura 2): en la primera, comprendida entre 1991 y 1995, y coincidiendo con las actuaciones más destructivas en la marisma (rellenos y desecación de humedales, desbroces), se produce un importante descenso de la puesta en sus años finales (mediana: 220 puestas; rango intercuartílico: 116; 309). En una segunda fase (modificación última del hábitat por dragado de charcos y acequias, y plantación artificial de pradera) el tamaño de la puesta fluctúa con cierta estabilidad en tasas ya muy reducidas con respecto a la fase inicial (mediana: 52.50 puestas; rango intercuartílico: 34.50; 81.25; U de Mann-Whitney, $P < 0.001$). Paralelamente, el número de biotopos reproductores se reduce drásticamente entre ambas fases (mediana de la primera fase: 35 biotopos; rango intercuartílico: 21.50; 39.50; mediana de la segunda fase: 10.50 biotopos; rango intercuartílico: 7.75; 16.75; U de Mann-Whitney, $P < 0.001$).

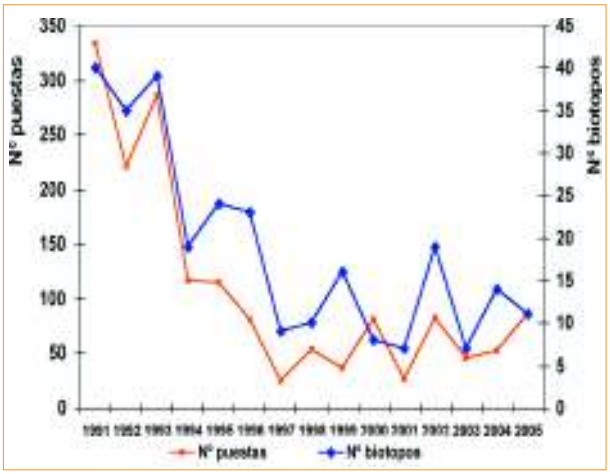


Figura 2. Evolución del tamaño poblacional de hembras (número de puestas) y del uso de los biotopos de reproducción en Motondo.

Figure 2. The progress of the female population size (number of egg-laying) and the use of breeding biotopes in Motondo.

La disminución del tamaño poblacional conlleva una reducción en la duración global de la estación reproductora, algo menor a dos semanas para el conjunto de años. Si en la primera fase de estudio la extensión del período reproductor podía alcanzar máximos comprendidos entre primeros de noviembre y de marzo (GOSÁ, 1998), en la segunda las

ranas acceden a las charcas aproximadamente en la misma época, si bien los últimos individuos llegan en febrero. En los últimos años la estación sigue un patrón temporal de reducción y, con frecuencia, los últimos animales se reproducen en la primera o segunda semanas de enero (figura 3).

Figura 3. Extensión de la estación reproductora en Motondo durante los años de seguimiento.

Figure 3. Period of the breeding season during the surveying years in Motondo.

La ubicación costera de la población de *R. temporaria* en Motondo podría facilitar su aislamiento con respecto a los núcleos más cercanos. El lugar, una plataforma aluvial de unas 20 ha de superficie, está limitado en su lado norte por la ría de Oria. El resto de su perímetro está bordeado por la falda de una montaña, con una línea ferroviaria que circula entre ambos. Las fuertes pendientes y la alta cobertura de la vegetación arbustiva en el bosque caducifolio mixto que coloniza la montaña parecen limitar la presencia de *R. temporaria* en las inmediaciones de Motondo. Las puestas más cercanas se han encontrado a más de un kilómetro del lugar y por encima de los 100 m de altitud, en pequeños charcos que se forman en invierno en las pistas forestales (obs. pers.). La población de Motondo tiene muchas posibilidades de encontrarse aislada, y de producirse, el acceso ocasional de algún adulto debe ser infrecuente. El tamaño de la población ha pasado de una estima que superaba largamente el millar de individuos adultos, a principios de los primeros años noventa, a fluctuar entre menos de 100 y más de 200 individuos en los momentos actuales. Las densidades relativas de hembras, habiendo sido siempre bajas, han fluctuado entre 16 ind/ha y los actuales 1-4 ind/ha. Los efectos del aislamiento y, a más corto plazo, los de la continua pérdida de biotopos reproductores, limitan las posibilidades de supervivencia de la rana bermeja bajo las perspectivas vigentes. El labrado de la pradera entierra anualmente algunos charcos y produce nuevas y pequeñas rodadas que son utilizadas como biotopo reproductor, con una tendencia a la disminución y pérdida de calidad en el mismo. En los últimos años el despoblamiento en el lugar sigue una trayectoria W-E, de manera que los escasos individuos se reproducen en unos pocos charcos en el entorno de la aliseda que coloniza el extremo oriental del enclave, disminuyendo el dominio vital de la especie, ahora reducido en más de un 75 % con respecto al original, y ya muy inferior a las 5 ha.

Rana temporaria es una especie considerada de ciclo vital largo entre las ranas pardas (Ishchenko, 1996), pudiendo alcanzar longevidades máximas de hasta 17 años en zonas septentrionales de los montes Urales, donde las poblaciones presentan hasta 12 clases de edad, siendo la más numerosa la de los 6 años (Ishchenko, 1996). Las variaciones interpoblacionales son frecuentes en la especie; las más extremas en zonas frías. En otras poblaciones en clima menos riguroso (Bielorrusia y Rusia) la edad modal desciende a los 3 años (Ishchenko, 1996). En poblaciones de montaña ibéricas la longevidad alcanza a los 11 años, y fósiles magdalenienses han sido datados en edades de 14 años (Esteban, 1990). La población de Motondo se asienta en una zona de clima oceánico suave, que le permite mantener un ciclo completo de actividad, sin apenas descanso invernal (Arrayago & Bea, 1985; Gosá & Bergerandi, 1994), como en otras zonas costeras del noroeste ibérico (Galán, 1989). En poblaciones pequeñas, como la estudiada, la fuente más seria de variación de la densidad son los accidentes demográficos (Pimm *et al.*, 1988). La estocasticidad demográfica y la ambiental convergen en el sentido de que los tiempos de extinción se distribuyen de manera aproximadamente exponencial (Strebel, 1985). Con altos niveles de estocasticidad ambiental (caso de Motondo) la extinción resulta más probable (Nunney & Campbell, 1993). Sin embargo, los parámetros demográficos de *R. temporaria* podrían ser decisivos para la perduración actual de un núcleo poblacional en situación tan precaria como el estudiado, jugando en sentido contrario a los efectos negativos de la destrucción de un hábitat continuamente trasformado, con manifiesto agotamiento de su capacidad de acogida reproductora en los últimos tres años.

Las predicciones teóricas sobre el riesgo de extinción apenas han sido desarrolladas en las poblaciones de anfibios, aunque sí aplicadas y comprobadas en poblaciones insulares de aves (Pimm *et al.*, 1988), confirmando el aumento del

riesgo de extinción con la disminución del tamaño máximo (K) de población, así como con el aumento del coeficiente de variación (CV) del tamaño de población (N). En condiciones reales el tamaño mínimo viable de una población se ha calculado entre las decenas y centenas de individuos (SHAFFER, 1987), y el mantenimiento de la variación genética necesaria para la supervivencia a largo plazo requeriría, como límite inferior más apropiado, tamaños efectivos (Ne) en torno a los 500 individuos (FRANKLIN, 1980). Probablemente el tamaño mínimo viable debería ser entre 5 y 10 veces superior a Ne, por lo que sus estimas en función de este parámetro alcanzarían los 2500-5000 individuos (NUNNEY & CAMPBELL, 1993). REED *et al.* (2003) amplían a 7000 el número de vertebrados adultos para asegurar la persistencia a largo plazo de las poblaciones en los programas de conservación. La población de Motondo se encuentra claramente por debajo de este umbral, ya desde el comienzo del seguimiento.

Por otra parte, el tamaño de población se encuentra relacionado con el tamaño corporal, en el sentido de que las especies mayores, con tamaños poblacionales habitualmente menores, presentan riesgos mayores de extinción (PIMM *et al.*, 1988). El pequeño tamaño corporal de *R. temporaria* (talla media de los machos en Motondo: 69.54 mm; talla media de las hembras: 82.26 mm) y su estrategia reproductora (fecundidad: 1006 huevos/hembra; GOSÁ, 1998), comunes a la mayor parte de anuros paleárticos, así como su potencial longevidad, son factores que contribuirían a hacer frente al efecto devastador de la pérdida de hábitat. La reducción del dominio vital en la población aparentemente aislada de Motondo y el fuerte descenso del número y calidad de los biotopos reproductores son la causa que en estos últimos 15 años está conduciendo a su extinción.

En cualquier caso, el de *R. temporaria* en Motondo puede contemplarse como un ejemplo útil para el estudio de los tamaños mínimos viables en las poblaciones amenazadas de anfibios, cuyo seguimiento deberá realizarse hasta la eventual desaparición de la población. Para hacer frente a la misma desde 1997 se viene aplicando un pequeño reforzamiento, habiendo sido introducidos hasta el momento 1240 metamorfoseados y larvas en estadios avanzados (fase 40 de Gosner y premetamórficos), recogidos de puestas en el lugar y desarrollados en condiciones controladas de cautividad. Aun cuando la tasa de reforzamiento es débil, comparativamente con el tamaño efectivo tan reducido de la población de Motondo los ejemplares introducidos pudieran estar jugando un papel no desdeñable en la aparente estabilidad poblacional de los últimos años (figura 2), e incluso aumentando las posibilidades dispersivas de los juveniles en el entorno del enclave, contribuyendo a una potencial conectividad con la población periférica, que ha sido detectada a un kilómetro de éste. La viabilidad de las poblaciones locales de anfibios parece estar afectada predominantemente por la dispersión juvenil (CUSHMAN, 2006). Más que por las distancias entre charcas son las preferencias de hábitat terrestre manifestadas por los juveniles y adultos las que más afectan al flujo génico y a las tasas de dispersión (POPE *et al.*, 2000; ROTHERMEL & SEMLITSCH, 2002; STEVENS *et al.*, 2004, 2006; RITTENHOUSE & SEMLITSCH, 2006). Las preferencias forestales de *R. temporaria* conducirían a su permanencia, tras la estación reproductora, en la aliseda instalada en Motondo, y a la dispersión en la ladera forestada situada al sur del enclave. Un cierto flujo génico podría establecerse en ambos sentidos, mientras que el espacio agrícola abierto, sujeto a rutinas periódicas de siega en la pradera, no es utilizado por la especie fuera del período reproductor.

BIBLIOGRAFÍA

ARRAYAGO, M.J. & BEA, A. 1985. Notas sobre la biología de *Rana temporaria* L. en el País Vasco. I. Caracterización del hábitat de reproducción. *Cuadernos de Sección/Ciencias Naturales, Eusko Ikaskuntza*, 2: 47-69.

BURKEY, T.V. 1989. Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos*, 55: 75-81.

CUSHMAN, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians. A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128: 231-240.

DEMAYNADIER, P.G. & HUNTER, M.L. 1998. Effects of silviculture edges on the distribution and abundance of amphibians in Maine. *Conservation Biology*, 12: 340-352.

ESTEBAN, M. 1990. *Evolución del género Rana en la Península Ibérica. Análisis de la variabilidad morfológica y genética del complejo Rana temporaria* L. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Madrid. 211 pp.

FRANKLIN, I.R. 1980. Evolutionary change in small populations. In: *Conservation Biology, an Evolutionary-Ecological Perspective*. Soulé, M. & Wilcox, B.A. (eds.): 135-150. Sinauer, Sunderland, MA.

GALÁN, P. 1989. Cronología del período reproductor de *Rana temporaria* L. en La Coruña (NW de España). *Doñana*, *Acta Vertebrata*, 16: 295-299.

GENT, T. & GIBSON, S. (eds.). 2003. *Herpetofauna Workers' Manual*. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough.

GOSÁ, A. 1998. El declive de una población costera cantábrica de Rana bermeja (*Rana temporaria*). *Munibe*, 50: 59-71.

GOSÁ, A. & BERGERANDI, A. 1994. Atlas de distribución de los Anfibios y Reptiles de Navarra. *Munibe*, 46: 109-189.

HEYER, W.R., DONNELLY, M.A., MCDIARMID, R.W., HAYEK, L.-A. C. & FOSTER, M.S. (eds.). 1998. *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians*. 364 pp. Smithsonian Institution Press.

ISHCHENKO, V.G. 1996. Problems of demography and declining populations of some euroasiatic brown frogs. *Russian Journal of Herpetology,* 3: 143-151.

LEHTINEN, R.M., GALATOWITSCH, S.M. & TESTER, J.R. 1999. Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands*, 19: 1-12.

MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. 2002. Conservación de los Anfibios y Reptiles de España. In: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. PLEGUEZUELOS, J.M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (eds.): 417-453. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid.

NUNNEY, L. & CAMPBELL, K.A. 1993. Assessing Minimum Viable Population Size: Demography Meets Population Genetics. *Tree*, 8: 234-239.

PIMM, S.L., JONES, H.L. & DIAMOND, J. 1988. On the risk of extinction. *The American Naturalist*, 132: 757-785.

POPE, S.E., FAHRIG, L. & MERRIAM, H.G. 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology*, 81: 2498-2508.

REED, D.H., O'GRADY, J.J., BROOK, B.W., BALLOU, JD. & FRANKHAM, R. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation*, 113: 23-34.

RITTENHOUSE, T.A.G. & SEMLITSCH, R.D. 2006. Grasslands as movement barriers for a forest-associated salamander: Migration behaviour of adult and juvenile salamanders at a distinct habitat edge. *Biological Conservation*, 131: 14-22.

ROTHERMEL, B.B. & SEMLITSCH, R.D. 2002. An Experimental Investigation of Landscape Resistance of Forest versus Old-Field Habitats to Emigrating Juvenile Amphibians. *Conservation Biology*, 16: 1324-1332.

RUBIO, X. & ETXEZARRETA, J. 2003. Plan de reintroducción y seguimiento de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz (Gipuzkoa, País Vasco) (1998-2003). *Munibe, Supl.*, 16: 160-177.

SARASOLA, V. & GOSÁ, A. 2006. *Seguimiento poblacional de la rana ágil en Ultzama. Campaña 2006*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno de Navarra. Inédito, 41 pp.

SEMLITSCH, R.D. 2000. Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management,* 64: 615-631.

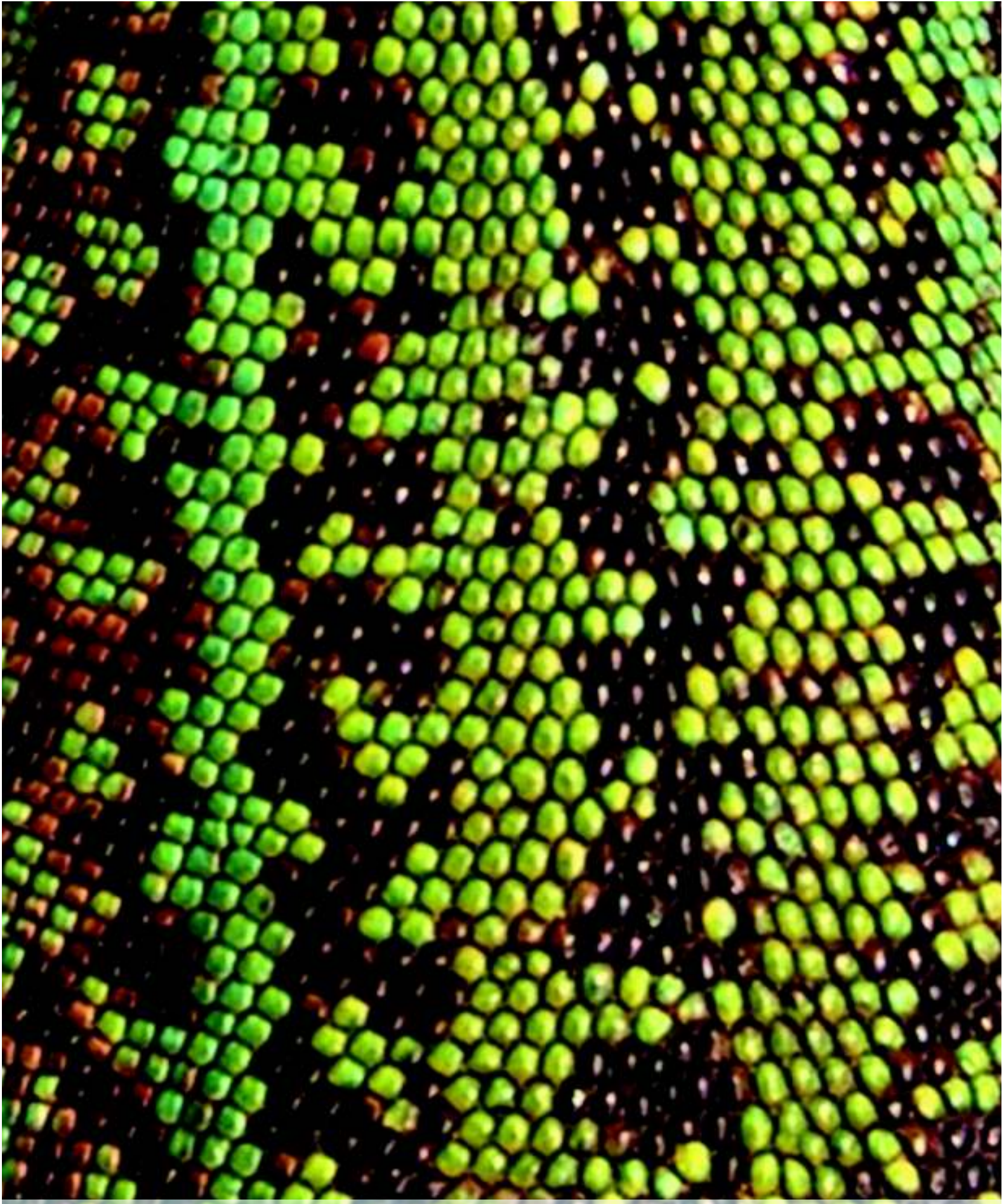
SHAFFER, M.L. 1987. Minimum viable populations: coping with uncertainty. En: Soulé, M.E. (ed.). *Viable Populations for Conservation,* pp. 69-86. Cambridge University Press, Cambridge.

STEVENS, V.M., POLUS, E., WESSELINGH, R.A., SCHTICKZELLE, & BAGUETTE, M. 2004. Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch-specific resistance in the natterjack toad (Bufo calamita). *Landscape Ecology*, 19: 829-842.

STEVENS, V.M., VERKENNE, C., VANDEWOSESTIJNE, S., WESSELINGH, R.A. & BAGUETTE, M. 2006. Gene flow and functional connectivity in the natterjack toad. *Molecular Ecology*, 15: 2333-2344.

STREBEL, D.E. 1985. Environmental fluctuations and extinction –single species. *Theoretical Populations Biology*, 27: 1-26.

STUART, S.N., CHANSON, J.S., COX, N.A., YOUNG, B.E., RODRIGUES, A.S.L., FISCHMAN, D.L. & WALLER, R.W. 2004. Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Sciencexpress Report*. www.sciencexpress.org



Ecology of amphibians in small coastal Holocene islands: local adaptations and the effect of exotic tree plantations

Adolfo Cordero Rivera, Guillermo Velo-Antón & Pedro Galán

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	94-103	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Ecology of amphibians in small coastal Holocene islands: local adaptations and the effect of exotic tree plantations

Ecología de los anfibios en pequeñas islas costeras del Holoceno: adaptaciones locales y el efecto de plantaciones de árboles exóticos

Adolfo Cordero Rivera[1]*, Guillermo Velo-Antón[1] & Pedro Galán[2]

[1]Grupo de Ecoloxía Evolutiva e da Conservación, Universidade de Vigo, EUET Forestal, Campus Universitario, 36005 Pontevedra, Spain

[2]Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía, Facultade de Ciencias, Universidade da Coruña, Campus da Zapateira, s/n. 15071 A Coruña, Spain

*adolfo.cordero@uvigo.es

ABSTRACT

Oceanic islands are rarely colonised by amphibians. Therefore, island populations of this group of freshwater vertebrates are of great evolutionary and conservation interest. In the National Park "Atlantic Islands of Galicia" three species of amphibians have been recorded. The aims of this paper are to estimate population size and local adaptations, and to identify threats and to propose management actions. To this end, field work was done during 2004-06, visiting all the main islands. Individuals were measured, photographed and released. Results confirm previous records that indicated that *S. salamandra* was likely extinct in the Northern islands of Cíes archipelago, and *D. galganoi* in this entire archipelago. By estimating salamander density during nocturnal transects in different habitats at Ons island, we show that the abundance of *S. salamandra* is negatively affected by eucalypt plantations. These exotic tree plantations have destroyed most of the surface of Cíes archipelago, and produced the desiccation of streams, and are the most probable cause of extinction of amphibians. In the other archipelagos, exotic tree plantations are not widespread, and amphibian situation is consequently better. Water availability in Ons is nevertheless restricted by human use of the springs. Our morphological results indicate that island amphibian populations have differentiated from the mainland, and this occurred since the rising of the sea level in the last glaciation (about 10,000 years ago) and are therefore significant units for conservation. We propose simple and cheap measures to minimize human impacts on these fragile populations, and maintain insular amphibian populations for the future.

KEY WORDS: Island ecology, amphibian, local adaptation, impacts of forestry, exotic species.

RESUMEN

Las islas oceánicas raramente están colonizadas por anfibios. Por lo tanto, las poblaciones insulares de este grupo de vertebrados de agua dulce son de gran interés evolutivo y de conservación. En el Parque Nacional "Islas Atlánticas de Galicia" han sido registradas tres especies de anfibios. Los objetivos de este artículo son hacer una estimación del tamaño poblacional y de las adaptaciones locales, así como identificar las amenazas y proponer acciones de gestión. Con este fin, se realizó un trabajo de campo durante entre 2004-06, visitando las principales islas. Los individuos fueron medidos, fotografiados y puestos de nuevo en libertad. Los resultados confirman los registros anteriores que indicaban que *S. salamandra* probablemente se había extinguido en las islas del norte del archipiélago Cíes, y *D. galganoi* en todo el archipiélago. Estimando la densidad de salamandras durante los transectos nocturnos en los diferentes hábitats de la isla de Ons, demostramos que la abundancia de *S. salamandra* se encuentra negativamente afectada por las plantaciones de eucaliptos. Estas plantaciones de árboles exóticos han destruido la mayor parte de la superficie del archipiélago Cíes y han provocado el desecamiento de los arroyos, siendo la causa más probable de la extinción de los anfibios. Las plantaciones de árboles exóticos no se han extendido a otros archipiélagos, y en consecuencia la situación de los anfibios es mejor. Sin embargo, en Ons la disponibilidad del agua es limitada debido al uso humano de los manantiales. Nuestros resultados morfológicos indican que las poblaciones de anfibios insulares se han diferenciado de las del continente, y esto sucedió desde el aumento del nivel de las aguas en la última glaciación (hace aproximadamente 10.000 años), y son por tanto unidades significativas para la conservación. Proponemos medidas simples y económicas para reducir al mínimo los impactos humanos sobre estas poblaciones frágiles, y mantener así en un futuro las poblaciones insulares anfibias.

PALABRAS CLAVE: Ecología isleña, anfibio, adaptación local, impactos de selvicultura, especies exóticas.

LABURPENA

Uharte ozeanikoak bakan baino ez dituzte kolonizatzen anfibioek. Beraz, ur gezako ornodun-talde honen uhartetar populazioak interes handikoak dira eboluzioaren eta kontserbazioaren ikuspegitik. "Galizia-ko Uharte Atlantikoak" Parke Nazionalean hiru anfibio-espezie erregistratu dira. Dokumentu honen helburuak poblazioen tamaina eta tokiko egokitzapenak kalkulatzea da, baita mehatxuak identifikatzea eta kudeaketa-proposamenak egitea ere. Hori dela eta, landa-lan bat burutu zen 2004tik 2006ra bitartean, eta uharte nagusiak bisitatu ziren. Indibiduoak neurtu, fotografiatu eta aske utzi ziren berriz. Emaitzek aurreko erregistroak berretsi zituzten, hau da, *S. salamandra* ziur aski desagerturik zegoen Cies artxipelagoko iparraldean, eta *D. galganoi* artxipelago osoan zegoen galduta. Ons uharteko hainbat habitatetan gaueko transektoetan arrabio-dentsitatea kalkulatuz, eukaliptoek *S. salamandra*en ugaritasunean eragin txarra daukala frogatu genuen. Zuhaitz exotiko hauen basoek Cies artxipelagoaren azalerarik gehiena suntsitu dute, errekak lehortu egin dituzte, eta ia segurutzat jo daiteke anfibioak horregatik desagertu direla. Zuhaitz exotikoen lursailak ez dira zabaldu beste artxipelago batzuetara eta horren ondorioz leku horietan anfibioen egoera hobea da. Ons-en, ordea, ura murrizturik dago gizakien ur-iturrien erabileragatik. Gure emaitza morfologikoek frogatu dutenez, uhartetar anfibioen populazioak eta kontinentekoak desberdinak dira, eta hori horrela izan da azkeneko glaziazioa (duela 10.000 bat urte) gertatu zenetik eta beraz kontserbazio-unitate esanguratsuak dira. Populazio hauskor hauen gaineko giza inpaktuak minimizatzeko eta etorkizunean uhartetar populazioei eusteko neurri erraz eta merkeak proposatzen ditugu.

GAKO-HITZAK: Uharte-ekologia, anfibioa, tokiko egokitzapena, basogintzaren inpaktuak, espezie exotikoak.

INTRODUCTION

Amphibians have obviously a limited ability to colonize new islands due to their intolerance to disperse over salt water barriers. Thus, their presence on the islands has often been explained by vicariance biogeography (GRANT, 1998; BOSSUYT & MILINKOVITCH, 2001; BROWN & GUTTMAN, 2002) although some overseas dispersals have been documented (HEDGES *et al.*, 1992; VENCES *et al.*, 2003). Therefore, most volcanic islands do not have native amphibians (VENCES *et al.*, 2003) and orographic islands, those formed in mountains by the rise on sea level, are generally inhabited by amphibians living in the area before the formation of the island.

The theory of island biogeography has developed a framework to study the species richness of oceanic islands, based on the equilibrium between speciation and extinction rates, and the processes of immigration and emigration (MACARTHUR & WILSON, 1967). Nevertheless, genetic models on island evolution have also consequences on population structure and differentiation, including dwarfism and gigantism (JOHNSON *et al.*, 2000). Much of the divergence between island and source populations date to the colonization event. Across islands, it has been predicted that populations on large islands should be on average more genetically divergent from mainland source populations than those on small islands (JOHNSON *et al.*, 2000).

The National Park "Atlantic Islands of Galicia" is constituted by four archipelagos: Cíes, Ons, Sálvora and Cortegada, formed by the rising of sea level in the last glaciation (VILAS PAZ *et al.*, 2006). The main islands are only 1-2 km from the nearest coast, but the sea barrier seems impassable for amphibians. Nevertheless, three species have been recorded in the last decades: *Salamandra salamandra, Lissotriton boscai* and *Discoglossus galganoi* (GALÁN, 2003a). The aims of this paper are: i) to estimate population size and detect tendencies and local adaptations, and ii) to identify the threats of island amphibian populations and to propose management actions to improve the likelihood that these populations persist in the near future. To this end, field work was done during 2004-06, visiting all the main islands.

METHODS

Population status and density

The presence and abundance of amphibians in the islands was investigated from 2004 to 2006 by diurnal and nocturnal samplings. All main islands (figure 1) were visited at least once, except in Cíes archipelago, where we concentrated in the Southern island (San Martiño), because no amphibian has been observed in the remaining two islands since at least 1990 (GALÁN, 2003a). We visited San Martiño island in three occasions, including one night, in February and March 2004 and 2005. This island has no entry port, and this greatly limited our ability to sample there. Sálvora was visited in April 2004 and May 2006. Most of our sampling effort was therefore concentrated at Ons (seven sampling sesions, including three nocturnal samplings), in spring and autumn 2004-2006, because this island has all three amphibians. We did not find amphibians at Cortegada island (one sampling in spring 2004).

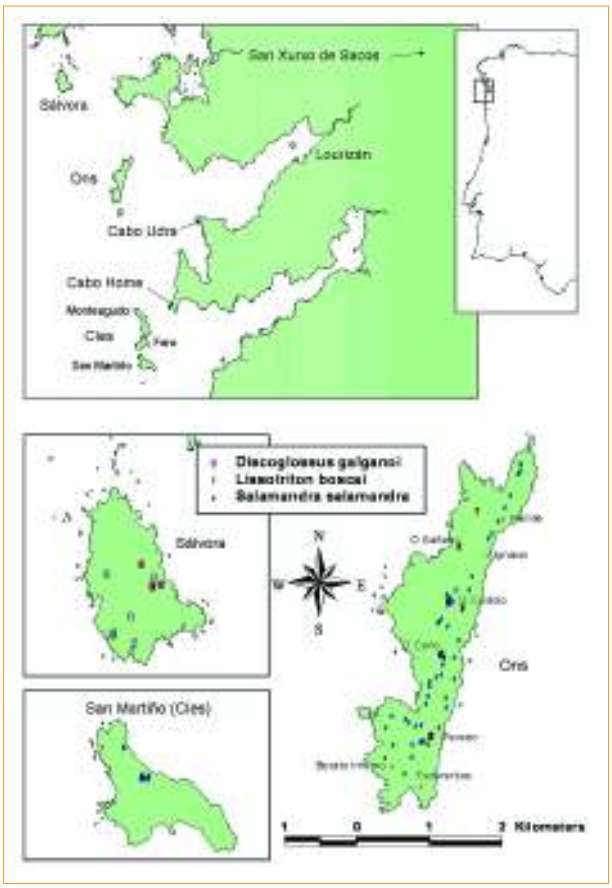


Figure 1. Map of the islands of the National Park "Islas atlánticas de Galicia", showing the distribution of amphibians in 2004-2006.

We searched for amphibians under stones and dead wood in favourable microhabitats. All salamanders found in San Martiño were measured, weighted and photographed, and immediately released in the place of capture. Population density was so high in Ons (see Results) that we decided not to take biometrical measurements of all specimens. Larval

Salamandra, adult and larval *Lissotriton* and *Discoglossus* were sampled using aquatic nets, and again all individuals found were measured, photographed and released. When possible, a GPS was used to record the position of individuals.

Nocturnal samplings were done to estimate population density of *Salamandra* and *Discoglossus* at Ons, and to localize individuals of *Salamandra* at San Martiño, but in this island transects produced negative results.

We estimated salamander density at Ons by counting the number of individuals found in nocturnal transects in October 2004 and 2006 and March 2005, when climatic conditions were favourable for salamander activity (warm and with drizzle). All transects were done by slowly walking on existing tracks, between 20:30 and 1:30 h. A GPS was used to record the start and end point, and to estimate distance sampled (428 m in average). The number of *S. salamandra* found includes all individuals observed in the path (about 4 m wide), and in the grassy habitats in both ditches. Population density refers to the number of individuals per meter of path. Each transect was categorized in relation to the dominant vegetation, as agricultural land, *Ulex* scrubland and eucalypt plantations. The effect of these main habitat types on *S. salamandra* density was tested using an ANCOVA, including transect length as a covariate. We assume that different estimates of density are independent observations because we never counted the same transect twice on the same night.

Biometrical study

Measurements were done on alive animals using a digital caliper to the nearest 0.1 mm. For *S. salamandra*, we measured total length (from snout to the end of cloaca), tail length, length and width of the parotid gland, and weight. For *L. boscai* we measured the same variables, excepting parotid glands. Finally, for *D. galganoi,* we measured weight and body length (from snout to cloaca). Populations from the nearest coast (Lourizán, UTM: 29TNG2695, altitude 30 m; Cabo Home, Cangas, UTM: 29TNG1178, altitude 10 m; San Xurxo de Sacos, UTM: 29TNH4006, altitude 200 m) were also sampled to obtain reference data for morphological and ecological comparisons. Sample sizes are indicated in tables I and III.

RESULTS

Population status and density

Our results confirm previous studies (Galán, 2003a): the island with higher richness of amphibians was Ons (all three species), followed by Sálvora (*L. boscai* and *D. galganoi*) and Cíes (only *S. salamandra* at San Martiño). Figure 1 shows the recent distribution data for all archipelagos. *D. galganoi* seems extinct in Cíes, and *S. salamandra* in the northern islands of this archipelago.

Salamandra salamandra

This species was rare in San Martiño. We found 13.7 ± 2.4 individuals per visit (for a total of 40 individuals). The second visit in 2004 yielded one recapture (within one month), suggesting very small population size. A nocturnal survey by three observers (20:30 to 23:30) in mid March 2005, yielded not a single record on the favourable habitats, neither on the eucalypt plantation in Concela Valley, the most humid and sheltered habitat. No larvae were found on the stream.

In contrast, all visits to Ons produced at least one record of this species (even visits in mid-July). The species was found in all kind of habitats in this island (figure 1), but is clearly more abundant in areas of *Ulex-Cytisus* scrubland which is the most widespread habitat in this island (figure 2). Maximum density was 0.3 individuals/m (figure 3). We analysed the effect of habitat type on salamander density in nocturnal transects, using an ANCOVA, including transect length as a covariate. The model is highly significant ($F_{3,23} = 7.75$, $p < 0.001$). Results indicate that longer transects had lower density (as expected because they average areas of high and low density; standardized coefficient, b = -0.650, t = -4.32, $p < 0.001$), and the effect of habitat type is significant (using agricultural areas as reference level, *Ulex*, b = 0.199, t = 1.30, p = 0.205; eucalypts, b = -0.327, t = -2.09, p = 0.048). Samples in aquatic habitats produced no larvae (Velo-Antón *et al.*, 2007), and juveniles were found in terrestrial habitats.

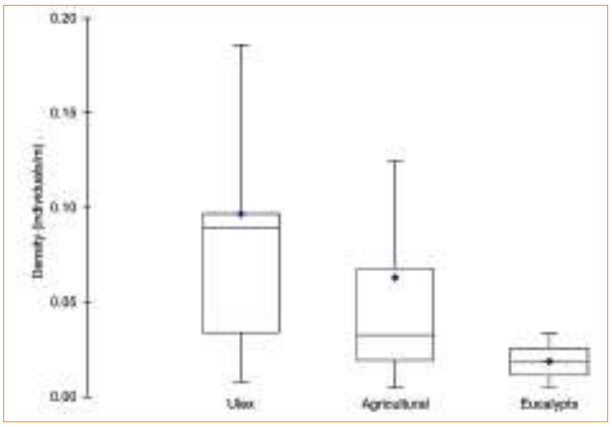


Figure 2. The variation in salamander density in nocturnal transects at Ons in relation to dominant vegetation. Ulex: scrubland dominated by *Ulex* and *Cytisus*; Agricultural: pasture lands and grassy fields; Eucalypts: plantations of *Eucalyptus globulus*. The graph shows a box with the 1st quartile, median (horizontal line), mean (diamond), 3rd quartile and both limits (the ends of the "whiskers") beyond which values are considered anomalous.

Figure 3. Density of salamanders at Ons island is so high that groups of 2-3 individuals are easily found in nocturnal transects. Picture taken on the night of 31 October 2006.

Lissotriton boscai

Adults and larvae were found in all suitable freshwater habitats in Ons and Sálvora. At Ons, adults were common in the small ponds created by springs. These were associated mostly to washing places: Pereiró, 6.8 ± 2.4 individuals per visit (N=5 visits); O Caño, 13.8 ± 6.5 (5); Cucorno, 3.6 ± 2.1 (5); Melide, 5.5 ± 3.9 (2). At least two suitable places for reproduction are formed at springs, without relationship to washing areas: Fonte do Castelo, 19.0 ± 0.8 (3) and Fonte do Gaiteiro, 4.3 ± 1.8 (3). This last place, a small eutrophic pool (due to the activity of gulls), was covered with stones during 2006, and the habitat was lost. No individuals were found in October 2006 at this place.

At Sálvora, this species seems widespread, but due to the extraordinary dry springs of 2004-2005, the number of individuals found was clearly smaller (in total about 10 adults) than in previous studies (GALÁN, 2003a).

Discoglossus galganoi

During all the sampling trips to the island of San Martiño, we actively searched for eggs, larvae and adults of this species at the suitable habitats in the Concela watercourse. We could not find a single specimen.

At Ons, the species was only found at two small ponds associated to washing places: Pereiró and O Caño. At Pereiró there is a small reproductive population (a maximum density of 10 adults and 12 juveniles observed in a nocturnal sampling in spring 2005; isolated specimens in other samplings). At O Caño only 5 old males (body size between 66 and 78 mm) were found in 2004-2006, suggesting that this local population is about to disappear.

At Sálvora, this species was quite rare in the spring of 2004, a especially dry season (we could only capture 3 individuals), but widespread and common in the spring of 2006, after some weeks with abundant rain (several hundred juveniles observed). Juvenile density at some seasonal wetlands was so high in March 2006, that it was necessary to pay great attention not to walk on them during field work.

Morphological characteristics

Salamandra salamandra

Island individuals were on average smaller than coastal specimens, especially in San Martiño (table I), confirming previous results based on smaller samples (GALÁN, 2003a). In all cases, males were smaller than females, as is usual in the species (GARCÍA-PARÍS *et al.*, 2004). Body proportions differ among populations: a discriminant analysis, using body length (snout to cloaca), total length (snout to tip of tail) and weight as predictor variables is highly

significant (Wilks' lambda = 0.584, $p < 0.001$), correctly assigning to the original population between 13% (Cabo Home) and 81% (San Martiño) of specimens (figure 4 and Table II).

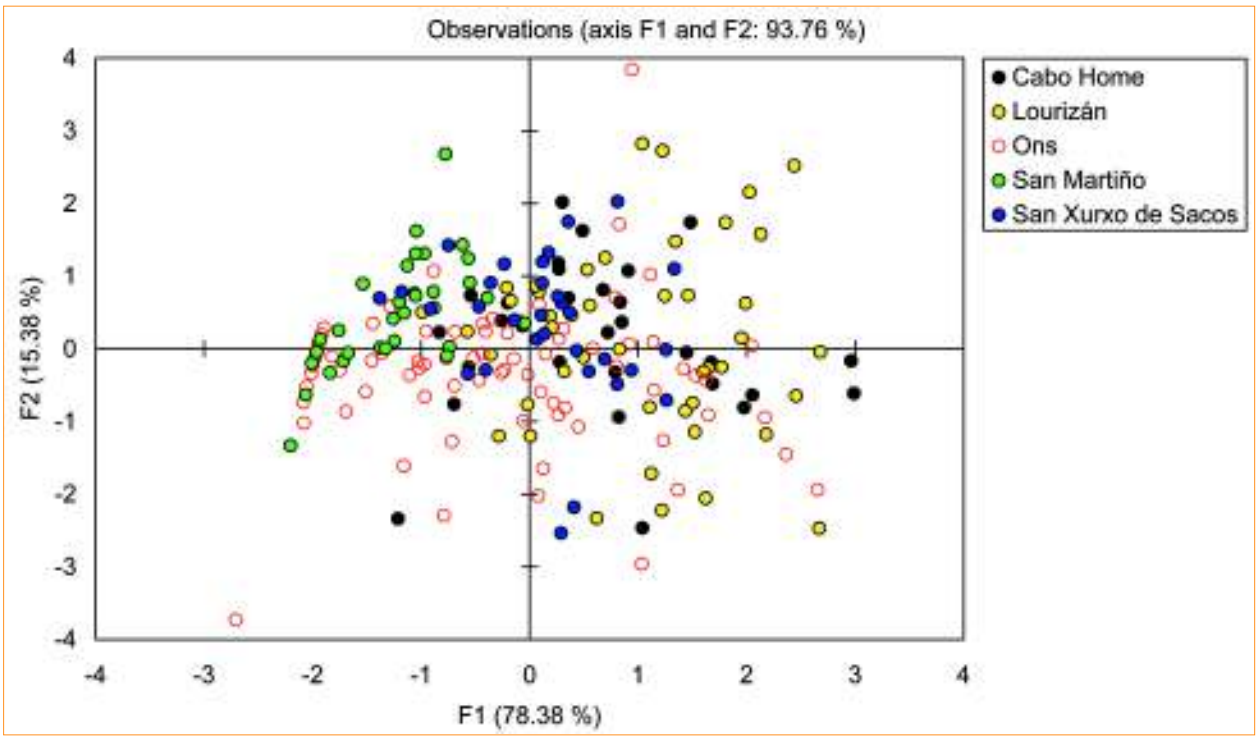


Figure 4. Results of a discriminant analysis with body length (head to cloaca), total length (head to tip of tail) and weight as predictor variables. The first axis is a general descriptor of body size, whereas F2 is positively correlated with total length and negatively with weight. Note that San Martiño specimens are clearly different (smaller).

FEMALES	**LHC**	**LT**	**LP**	**WP**	**WEIGHT**
San Martiño	83.76±2.54(10)	134.70±4.24(10)	9.85±0.50(10)	4.42±0.16(10)	13.13±1.16(9)
Ons	102.22±1.19(81)	159.50±2.00(81)	12.26±0.29(22)	5.49±0.16(21)	27.31±0.95(82)
Cabo Home	112.35±2.92(11)	176.60±6.01(11)	12.52±0.40(11)	5.91±0.23(11)	35.12±3.10(11)
Lourizán	110.34±1.93(17)	172.80±3.05(17)	12.89±0.25(17)	6.17±0.14(17)	34.49±1.79(18)
San Xurxo de Sacos	102.01±2.67(14)	160.40±3.90(14)	11.96±0.32(14)	5.54±0.27(14)	26.56±1.59(13)
MALES					
San Martiño	80.35±1.95(14)	129.60±3.36(14)	9.16±0.37(14)	3.94±0.16(14)	10.07±0.62(11)
Ons	97.54±2.11(36)	149.00±3.05(37)	11.06±0.56(5)	4.75±0.29(4)	18.89±0.91(29)
Cabo Home	102.66±2.24(19)	165.50±4.17(19)	11.17±0.23(19)	5.20±0.15(19)	22.93±1.26(18)
Lourizán	100.94±2.06(29)	164.20±3.97(28)	12.38±0.29(29)	5.61±0.14(29)	26.66±1.51(29)
San Xurxo de Sacos	95.66±2.31(16)	154.20±3.84(16)	10.63±0.31(16)	4.69±0.14(16)	18.93±1.20(16)

Table I. Morphological characteristics of island and continental populations of *S. salamandra*. Individuals that showed unclear sexual characteristics (in most cases LHC<80 mm), were considered juvenile and are not included in this table. Values are mean±SE (N). LHC= length head-cloaca, LT= total body length, including tail, LP: length of parotid, WP= width of parotid. Measures in mm and g.

From \ to	**San Martiño**	**Ons**	**Cabo Home**	**Lourizán**	**San Xurxo de Sacos**	**Total**	**% correct**
San Martiño	26	3	0	0	3	32	81.25
Ons	10	59	2	20	11	102	57.84
Cabo Home	2	6	4	12	6	30	13.33
Lourizán	1	9	1	27	7	45	60.00
San Xurxo de Sacos	4	5	1	8	13	31	41.94
Total	**43**	**82**	**8**	**67**	**40**	**240**	**53.75**

Table II. Confusion matrix for the sample of *S. salamandra* from island and continental populations. Results of a discriminant analysis using body length, length from head to cloaca and weight as predictor variables. Note that island populations are well differentiated.

We compared the size of the parotid glands among populations using an ANCOVA with parotid length as the response variate, population, sex and the interaction population*sex as fixed terms and body length (snout to cloaca) as a covariate. We hypothesized that this trait is related to the predation pressure in each population, and specifically predicted that island populations should have smaller parotids (lower predation pressure). Results indicate that parotid length is indeed different among populations ($F_{1,143}$ = 17.85, p < 0.001), that there are no significant differences between sexes ($F_{1,143}$ = 1.01, p = 0.316), and the interaction term is marginally significant ($F_{4,143}$ = 2.27, p = 0.065). The effect of body size is obviously significant ($F_{1,143}$ = 199.48, p < 0.001). Nevertheless, contrarily to our hypothesis, the smaller parotids were found at the Cabo Home population (where we found the biggest individuals), and the largest parotids, taking into account body size, among Ons and Lourizán specimens (figure 5).

S. salamandra, island specimens of *L. boscai* are smaller than continental ones (ANOVA, total length, Population: $F_{3,132}$=5.17, p=0.002; Sex: $F_{1,132}$=116.95, p<0.001; Population*Sex: $F_{2,132}$=1.54, p=0.219; Length snout-cloaca, Population: $F_{3,131}$=5.77, p<0.001; Sex: $F_{1,131}$=112.39, p<0.001; Population*Sex: $F_{2,131}$=1.96, p=0.145). Adults from Ons weighted on average 1.58±0.10(23) g in the case of females and 1.19±0.04(39) in males. No data are available for other populations.

Discoglossus galganoi

Our data are too scarce for a comprehensive morphological study. For Ons population, the only with available data, the average body length (snout to cloaca) was 57.25±0.75(2) mm in females and 73.61±1.80(16) in males. Weight was 20.65±2.35(2) g in females and 36.31±2.89(10) in males. The maximum weight was 51.0 g for a male, recorded in a very old individual.

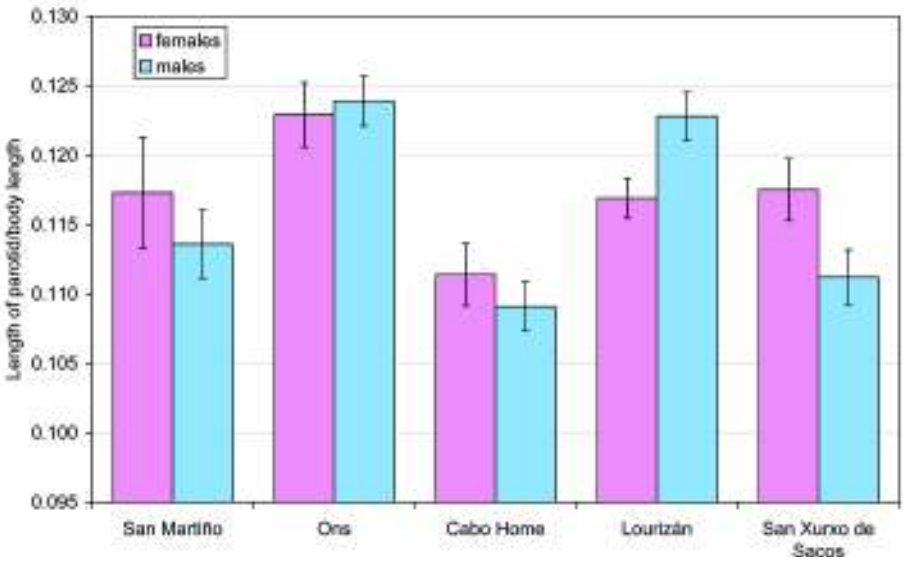


Figure 5. The relative size of the parotid glands in island and continental populations of *S. salamandra*. Mean±SE.

Lissotriton boscai

Morphological variables of island and coastal populations are presented in table III. Even if our data are limited, there are clear differences between island and continental populations. As in

DISCUSSION

Present and future of island amphibian populations

Our results indicate that amphibian populations in the islands of the National Park "Atlantic Islands of Galicia" are declining in Cíes archipelago, where

	Length head-cloaca (mm)		Total length (mm)	
POPULATION	**FEMALES**	**MALES**	**FEMALES**	**MALES**
Ons	40.35±0.40(45)	36.23±0.25(63)	77.29±0.85(44)	69.12±0.52(63)
Sálvora	40.62±2.94(2)	35.69±0.84(5)	79.76±5.95(2)	68.68±1.50(5)
Cabo Home	-	36.89±0.45(8)	-	70.97±0.97(8)
Cabo Udra	44.86±0.71(4)	38.37±0.63(12)	87.44±2.12(4)	73.97±1.10(12)

Table III. Morphological characteristics of island and continental populations of *L. boscai*. Values are mean±SE(N).

D. galganoi seems extinct and *S. salamandra* has a very small localized population. The situation is stable in the other archipelagos, except for *D. galganoi* at Ons. These results confirm the trends already discussed by GALÁN (2003a). Moreover, these results for *S. Salamandra* are in agreement with preliminary genetic results using microsatellite data (G. Velo-Antón, unpublished) which show a significantly lower genetic diversity in San Martiño island compared to Ons population.

Population density of salamanders is surprisingly high at Ons (GALÁN, 2003a). This could be due to lower predation pressure, because most of the known predators of fire salamanders (*Natrix natrix, Natrix maura, Vipera seoanei, Buteo, Strix, Turdus, Erinaceus, Lutra, Meles, Sus, Mustela*) (GALÁN & FERNÁNDEZ, 1993; SALVADOR & GARCÍA-PARÍS, 2001) are absent from the islands, the exception being *N. maura* and some birds. Although we hypothesized that lower predation pressure could result in smaller parotid glands, the evidence does not support this hypothesis (figure 5).

We have found evidence for a negative effect of intensive forestry in salamander density (figure 2). Eucalypt plantations at Ons and San Martiño islands are the worst habitat for salamanders. The very few specimens observed inside paths on the eucalypt plantations, were found very near to the end of this habitat, suggesting that they came from *Ulex-Cytisus* scrubland. The reason for the scarcity of amphibians in eucalypt plots is likely a combination of the desiccant effect of these trees, that have been widely used to dry-up wetlands (MONTOYA, 1995), and their effect on biodiversity: *E. globulus*, the only species used in these plantations, is toxic for native herbivores, and this determines a drastic effect on insects and other potential prey for amphibians (for a review, see VARELA DÍAZ, 1990). Furthermore, the litterfall from this species has also dramatic effects on the abundance of decomposer fungus and freshwater macroinvertebrates, who die if reared only on eucalypt leaves (GRAÇA *et al.*, 2002). Forestry practices, specially logging have been found to severely affect amphibian populations in other continents (RENKEN *et al.*, 2004), and paradoxically, in Australia, the substitution of eucalypt forest by *Pinus radiata* plantations reduced species richness from 8 to 2 in a frog community (PARRIS & LINDENMAYER, 2004). This is the well-known negative effect of exotic species on native fauna.

On the other hand, the complete extinction of *D. galganoi* at Cíes archipelago, the local extinction of *S. salamandra* at Faro and Monteagudo, and its dramatic situation at San Martiño, is linked to large-scale plantations of *E. globulus*, *Pinus pinaster* and *Pinus radiata* in these islands since 1951 (and to a lesser extent *Acacia melanoxylon* and other invasive trees). Cíes islands were chosen by the foresters to experiment intensive eucalypt plantations, because at that time they were the only state lands available in the province (RICO BOQUETE, 1995). All the preexistent vegetation was destroyed in 280 ha (out of a total of 433 ha), and substituted by these alien species. The effect on water level was very strong: many springs dried-up (GONZÁLEZ-ALEMPARTE FERNÁNDEZ, 2003). Further evidence of this change in water availability is found in San Martiño, an island traditionally used by seamen to obtain drinking water: the spring of Concela is mentioned in several writings of the XVII and XVIII centuries as the best place where to obtain water (GONZÁLEZ-ALEMPARTE FERNÁNDEZ, 2003), and it was so important as to have two water-mills (figure 6). Now this spring dries-up even in winter, and has no water at all in most of its length. The small salamander population remaining in this island is found in the most humid places of the Concela valley, away from the eucalypt plantations, and has clearly survived because it does not reproduce on water, but gives birth to juvenile specimens in land (GALÁN, 2003a; VELO-ANTÓN *et al.*, 2007).

Figure 6. The island of San Martiño had an important stream at the Concela valley, which was so fast-flowing as to support two mills. Nevertheless, this stream was dried-up by the eucalypt plantations made in the 1950s. Water-mill and a detail of the millstone of the Concela valley. Some authors consider it the remnants of a blacksmith (Luaces Anca & Toscano Novella, 1998).

The situation at Ons and Sálvora is completely different, because eucalypt plantations are covering just a small proportion of the land. Water availability in Ons is nevertheless restricted by human use of the springs. Most were transformed to washing areas during the 1960's, but in 2004-2006 only the Pereiró spring was used for this purpose (producing sometimes mortality of newts). During 2006 the small pool at Fonte do Gaiteiro was destroyed to allow an easy approach to the spring by visitors. The local population of *L. boscai* was annihilated. Many springs were covered by concrete walls, making them unsuitable for amphibians all over the year. The best situation is found at Sálvora, where most of water points remain in a natural state (GALÁN, 2003a).

Morphological differentiation and local adaptation

Our morphological results indicate that island amphibian populations have slightly differentiated from the mainland, and this occurred since the rising of the sea level in the last glaciation (about 10,000 years ago, or even more; VILAS PAZ *et al.* (2006). In this short time-span, salamanders have become viviparous, likely because the scarcity of water was favourable to this reproductive mode (GALÁN, 2003a; VELO-ANTÓN *et al.*, 2007). Preliminary genetic analyses indicate that island populations of *L. boscai* and *D. galganoi* are similar to coastal populations (G. VELO-ANTÓN, unpublished results).

S. salamandra and *L. boscai* from the islands are significantly smaller than coastal populations. For instance, only 2.6% of *S. salamandra* found in our samples at Ons measured more than 190 mm (total length, including tail), but this percentage was 15.6% at Cabo Home and 8.9% at Lourizán. Only the population of San Xurxo de Sacos was similar to island populations in body size, perhaps due to the fact that this population lives in the remnants of a riparian forest, now almost disappeared and converted into eucalypt plantations. It is possible that food limitation in such suboptimal habitat can determine smaller body size. This dwarfism is a common phenomenon in island populations of many animals (HAYASHI, 1990; ANDERSON & HANDLEY, 2002), sometimes combined with gigantism (GALÁN, 2003b; KEOGH *et al.*, 2005). Insular populations are therefore of special conservation concern, given their morphological and genetic differences. In fact, we have proposed that *S. salamandra* from these islands be considered as management units for conservation (VELO-ANTÓN *et al.*, 2007).

Populations of *D. galganoi* from Ons and Sálvora do not show dwarfism (GALÁN, 2003a), but we recorded some cases of gigantism, likely due to very old age, among males from Ons. This evidence, combined with previous studies (GALÁN, 2003a), indicates that this species is in a critical situation at Ons, and has disappeared from Cíes.

Management recommendations

The main aim of this study was to describe the situation of island populations of amphibians, to identify threats and to propose management strategies for the future. We can summarize the main threats as follows:

• Destruction of habitats for reproduction, by covering springs with concrete walls, inaccessible to amphibians,

• Destruction of adult habitats by intensive silviculture, with exotic species (mainly *Eucalyptus, Acacia* and *Pinus*).

The use of water, a scarce resource in these islands (CARBALLEIRA *et al.*, 1983), is the main source of conflicts with human needs. Fortunately, amphibians need water pools for reproduction during spring, well before the tourist activities start. Therefore, our first recommendation is to maintain the small pools now available, and to construct new ones where possible. To avoid the likely extinction of *D. galganoi* in Ons, great care should be dedicated to the O Caño and Pereiró springs, the only ones that now have adequate places for the reproduction of this species. The stream at Melide, that has a washing place in disuse, should be modified to make it appropriate for *D. galganoi* reproduction, by the demolition of the construction and creation of a small pool. This would also benefit the local population of *L. boscai*. Larvae of *D. galganoi* should be transferred to this new pool in the next years, using Pereiró as the source population.

Even if habitat management measures arrive too late for *D. galganoi* at Cíes archipelago, the small population of *S. salamandra* remaining at San Martiño is in urgent need of help. The main recommendation is to eliminate eucalypts, acacias and to a lesser degree pines. The area of Concela valley is the core area of distribution of this species. The eucalypts should be eliminated first from this area, but in successive actuations, to avoid damage to the salamander population.

Finally, most springs have been closed with concrete walls at Cíes, and a large proportion at Ons (GALÁN, 2003a). Where possible, these constructions should be managed to produce a small pool. The spring of O Gaiteiro is a clear example. It had a small pool where *L. boscai* reproduced, but the pool was destroyed to allow an easy approach of tourists to the spring. We think that both uses are compatible, and therefore suggest to revert the situation of this spring, regenerating the pool, and creating stepping stones for visitors.

In conclusion, our results confirm the tendencies detected by GALÁN (2003): the situation is very bad at Cíes, rather good at Ons and good at Sálvora. Simple and cheap measures as the above proposed would be useful to minimize human impacts on these fragile populations, and maintain insular amphibian populations for the future.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was founded by the Spanish Ministry of Environment, Organismo Autónomo Parques Nacionales (grant 072B/2002). We thank all the staff at the different islands for their help during these years.

REFERENCES

ANDERSON, R.P. & C.O. HANDLEY. 2002. Dwarfism in insular sloths: biogeography, selection, and evolutionary rate. *Evolution*, 56: 1045-1058.

BOSSUYT, F. & M.C. MILINKOVITCH. 2001. Amphibians as indicators of early tertiary "out-of-India" dispersal of vertebrates. *Science*, 292: 93-95.

BROWN, R.M. & S.I. GUTTMAN. 2002. Phylogenetic systematics of the *Rana signata* complex of Philippine and Bornean stream frogs: reconsideration of Huxley's modification of Wallace's Line at the Oriental-Australian faunal zone interface. *Biological Journal of the Linnean Society*, 76: 393-461.

CARBALLEIRA, A., C. DEVESA, R. RETUERTO, E. SANTILLÁN, & F. UCIEDA. 1983. *Bioclimatología de Galicia*. Fundación Barrié de la Maza. A Coruña.

GALÁN, P. 2003a. *Anfibios y Reptiles del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia. Faunística, biología y conservación*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

GALÁN, P. 2003b. Reproductive characteristics of an insular population of the lizard *Podarcis hispanica* form north-west Spain (Cíes islands, Galicia). *Copeia*, 2003 (3): 657-665.

GALÁN, P. & G. FERNÁNDEZ. 1993. *Anfibios e réptiles de Galicia*. Edicións Xerais de Galicia. Vigo.

GARCÍA-PARÍS, M., MONTORI, A. & HERRERO, P. 2004. *Amphibia, Lissamphibia*. Fauna Ibérica, vol. 24. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.

GRANT, P. R. (Ed.). 1998. *Evolution on islands*. Oxford University Press. Oxford.

GONZÁLEZ-ALEMPARTE FERNÁNDEZ, J.M. 2003. *Crónicas históricas de las Islas Cíes*. Briga Edicións. Betanzos.

GRAÇA, M.A.S., J. POZO, C. CANHOTO & A. ELOSEGUI. 2002. Effects of Eucalyptus plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams. *The Scientific World*, 2: 1173-1185.

HAYASHI, F. 1990. Convergence of insular dwarfism in damselflies (Euphaea) and dobsonflies (Protohermes). *Freshwater Biology*, 23: 219-231.

HEDGES, S.B., C.A. HASS & L.R. MAXSON. 1992. Caribbean Biogeography - Molecular Evidence for Dispersal in West-Indian Terrestrial Vertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 89: 1909-1913.

JOHNSON, K.P., F.R. ADLER & J.L. CHERRY. 2000. Genetic and phylogenetic consequences of island biogeography. *Evolution*, 54: 387-356.

KEOGH, J.S., I.A. SCOTT, HAYES & C. 2005. Rapid and repeated origin of insular gigantism and dwarfism in Australian tiger snakes. *Evolution*, 59: 226-233.

LUACES ANCA, X. & C. TOSCANO NOVELLA. 1998. *Illas Cíes*. Nigra Trea. Vigo.

MACARTHUR, R.H. & E.O. WILSON. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. Princeton.

MONTOYA, J.M. 1995. *El eucalipto*. Mundi-Prensa. Madrid.

PARRIS, K.M. & D.B. LINDENMAYER. 2004. Evidence that creation of a *Pinus radiata* plantation in south-eastern Australia has reduced habitat for frogs. *Acta Oecologica*, 25: 93-101.

RENKEN, R.B., W.K. GRAM, D.K. FANTZ, S.C. RICHTER, T.J. MILLER, K.B. RICKE, B. RUSSELL & X. WANG. 2004. Effects of forest management on amphibians and reptiles in Missouri ozark forests. *Conserv. Biol.*, 18: 174-188.

RICO BOQUETE, E. 1995. *Política forestal e repoboacións en Galicia*. 1941-1971. Servicio de Publicacións e Internambio Científico. Universidade de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.

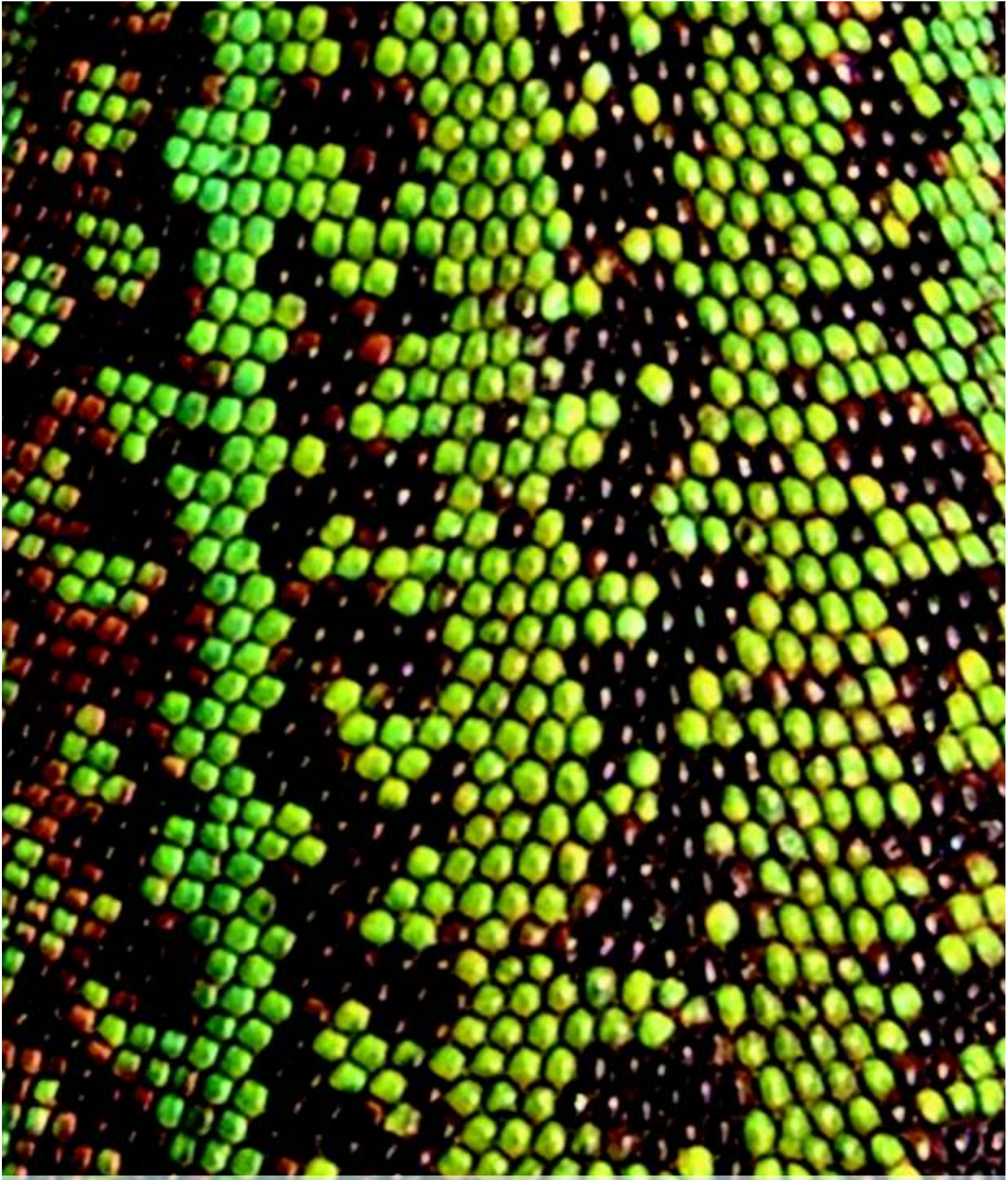
SALVADOR, A. & M. GARCÍA-PARÍS. 2001. *Anfibios españoles*. Canseco editores. Talavera de la Reina.

VARELA DÍAZ, R. 1990. *Eucaliptos, celulosas e o forestal galego*. ADEGA. Noia.

VELO-ANTÓN, G., M. GARCÍA-PARÍS, P. GALÁN & A. CORDERO RIVERA. 2007. The evolution of viviparity in Holocene islands: Ecological adaptation vs. phylogenetic descent along the transition from aquatic to terrestrial environments. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, In press.

VENCES, M., D.R. VIEITES, F. GLAW, H. BRINKMANN, J. KOSUCH, M. VEITH & A. MEYER. 2003. Multiple overseas dispersal in amphibians. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 270: 2435-2442.

VILAS PAZ, A., B. GAMALLO LISTE, J. FRAMIL BARREIRO, J. BONACHE LÓPEZ, K. SANZ OCHOA, M. LOIS SILVA, & M. TOUBES PORTO. 2006. *Guía de visita. Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.



Datos preliminares sobre la ecología térmica del eslizón ibérico (*Chalcides bedriagai*) y del eslizón tridáctilo (*Chalcides striatus*) en el noroeste de la Península Ibérica

Pablo Serantes, Pedro Galán, Ricardo Ferreiro & Cristina Brea

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	104-110	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Datos preliminares sobre la ecología térmica del eslizón ibérico (*Chalcides bedriagai*) y del eslizón tridáctilo (*Chalcides striatus*) en el noroeste de la Península Ibérica

Preliminary data about thermal ecology of the bedriaga's skink (*Chalcides bedriagai*) and the western three-toed skink (*Chalcides striatus*) in the northwest of the Iberian Peninsula

Pablo Serantes*, Pedro Galán, Ricardo Ferreiro & Cristina Brea
Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira s/n 15071-A Coruña. España.
*pablosg.udc@latinmail.com

RESUMEN

Se ha realizado un estudio en laboratorio para conocer la temperatura elegida por el eslizón ibérico (*Chalcides bedriagai*) y el eslizón tridáctilo (*Chalcides striatus*). Para ello se capturaron varios animales de cada especie y se agruparon en tres categorías: individuos adultos sin signos de gravidez, hembras grávidas y juveniles del año. Cada uno de estos grupos fue expuesto a un gradiente térmico con un rango de temperaturas de 15ºC a 50.5ºC. Se registraron los valores de temperatura corporal seleccionada del animal (*Tsel*), la temperatura del sustrato donde se encontraba (*Ts*) y la temperatura del ambiente (*Ta*). Además se obtuvo información sobre estas variables en individuos activos en poblaciones naturales. Los resultados de la experimentación en laboratorio muestra que existen diferencias entre las especies; así la temperatura corporal media de los adultos no grávidos y la de las hembras grávidas de *C. bedriagai* son más elevadas que en *C. striatus*. Por otro lado, solamente las hembras grávidas de las dos especies, presentaron una mayor correlación entre su temperatura corporal seleccionada y la temperatura ambiental que con la del sustrato.

PALABRAS CLAVE: *Chalcides bedriagai, Chalcides striatus*, gradiente térmico, temperatura corporal, termorregulación, tigmotermia.

ABSTRACT

An experimental study has been made to know the select temperatureof the bedriaga's skink (*Chalcides bedriagai*) and the western three-toed skink (*Chalcides striatus*). Animals of each species were grouped in three categories: not pregnant adult individuals, pregnant females and yearlings. Each one of these group was exposed to a thermal gradient with a 15ºC to 50.5ºC temperature range. Values of select temperature of each animal (*Tsel*), the temperature of the substrate where it was (*Ts*) and environmental temperature (*Ta*) were registered. Information on these variables also obtained from active individuals in natural populations. Differences have been observed between the species; average operative body temperature of the not pregnant adults and pregnant females of *C. bedriagai* are higher than those in *C. striatus*. Only the pregnant females of the two species showed a stronger relation between body temperature and environmental temperature than with those of the substrate.

KEY WORDS: *Chalcides bedriagai, Chalcides striatus,* thermal gradient, body temperature, thermoregulation, tigmothermy.

LABURPENA

Eskinko bostatzak (*Chalcides bedriagai*) eta eskinko hiruhatzak (*Chalcides striatus*) aukeratu duten tenperatu zein den jakiteko, ikerketa bat burutu da laborategian. Horretarako, espezie bakoitzeko hainbat animalia harrapatu ziren eta hiru kategoriatan multzokatu ziren: ernaltze-zantzurik gabeko indibiduo helduak, eme ernalduak eta urtebeteko indibiduo gazteak. Talde horietako bakoitzak gradiente termiko baten pean jarri zen, 15ºC eta 50.5ºC arteko tenperatura-lerrotan. Animaliaren gorputz tenperatura aukeratuari dagozkion balioak (*Tsel*), aurkitzen zeneko substratuaren tenperatura (*Ts*) eta giroko tenperatura erregistratu ziren. Gainera, populazio naturaletan bizi diren indibiduo aktiboengan ere, aldagai horiei buruzko informazioa erdietsi zen. Laborategiko esperimentazioaren emaitzek erakusten digutenez, espezieen arteko ezberdintasunak badaude; esaterako, *C. bedriagai*-ren indibiduo ez ernalduen eta eme ernalduen gorputz tenperatura *C. Striatus*-enak baino altuagoak dira batez beste. Bestalde, bi espezieen eme ernalduek baizik ez zuten erakutsi gorputz-tenperatura aukeratuaren eta giroko tenperaturaren arteko korrelazio handiagoa substratukoarena baino.

GAKO-HITZAK: *Chalcides bedriagai, Chalcides striatus*, gradiente termikoa, gorputz-tenperatura, termorregulazioa, tigmotermia.

INTRODUCCIÓN

La temperatura ambiental es una de las condiciones que más limitan la existencia y distribución de los seres vivos, afectando a un gran número de procesos fisiológicos y bioquímicos que se producen dentro de ellos. Los reptiles, al igual que en la mayoría de los ectotermos, no sólo deben preocuparse por la temperatura del entorno en el que se encuentran, sino por alcanzar y mantener una temperatura corporal óptima, que les permita realizar funciones vitales tan importantes como la reproducción, el crecimiento, la alimentación o la movilidad (Huey, 1982). Pero no todas las especies muestran la misma preferencia en su temperatura corporal, sino que cada una selecciona un rango propio de temperatura corporal en el cual realiza con mayor eficiencia su acti-

vidad (AVERY, 1982; BROWKER *et al.*, 1986; VAN DAMNE *et al.*, 1989; SPENCER & GRIMMOND, 1994; MELVILLE & SCHULTE, 2001). Debido a diferencias en el uso de los distintos microhábitats existentes en el medio, se producen diferencias en la selección de la temperatura ambiental óptima para cada especie. En los diferentes microhábitats la "oferta térmica" disponible difiere, como consecuencia de la inercia térmica del sustrato que lo compone, la estructura de la vegetación predominante o la temperatura ambiental (HERTZ *et al.*, 1993). Este hecho, la distribución de los distintos microhábitat en función de su temperatura y en consecuencia, la distribución de los diferentes recursos térmicos (TOFT, 1985), puede favorecer la convivencia en los mismos hábitat de especies próximas como *Chalcides bedriagai y Chalcides striatus*, pertenecientes al mismo género.

Aunque ambas especies pueden convivir en simpatría en algunos puntos, presentan distintos patrones de distribución; *C. bedriagai* se distribuye únicamente en la Península Ibérica, ocupando gran parte de la misma excepto la franja más septentrional (BARBADILLO *et al.*, 1999a; POLLO, 2002a). Por su parte, *C. striatus* posee una distribución más amplia ocupando el tercio norte y la mitad occidental de la Península Ibérica, además de la costa mediterránea francesa (BARBADILLO *et al.*, 1999b; POLLO, 2002b).

Existen muy pocos trabajos sobre la ecología de estas dos especies (LÓPEZ JURADO *et al.*, 1978; HAILEY *et al.*, 1987; PÉREZ QUINTERO, 1989; GALÁN, 2003), y además, en ninguno de ellos se ha tratado a estas dos especies en simpatría. Su ecología térmica ha sido estudiada, únicamente en el caso de *C. bedriagai*, por LÓPEZ-JURADO *et al.* (1978) y HAILEY *et al.* (1987), pero en ambos casos en poblaciones que habitan en ambientes mediterráneos del sureste ibérico, muy diferentes a los medios eurosiberianos del noroeste.

Por medio de este estudio experimental, y datos preliminares en el campo, se pretende conocer las diferentes preferencias térmicas y de termorregulación que presentan las dos especies de eslizones de la Península Ibérica, *Chalcides bedriagai y Chalcides striatus.*

MATERIAL Y MÉTODOS

Especies y zona de estudio

Este trabajo se ha realizado en poblaciones de *Chalcides bedriagai* y *Chalcides striatus* que conviven en simpatría en la playa de Lariño (Carnota). Esta es una localidad costera del sur de la provincia de A Coruña, al noroeste de la Península Ibérica (coordenadas UTM: 29T MH9035; 42º 46' N, 9º 8' W). En esta zona, ambas especies comparten un hábitat formado por dunas secundarias y terciarias con amplias extensiones de briofitos (*Tortula ruraliformis*) y vegetación psammófila (*Crucianella maritima, Calystegia soldanella, Ammophila arenaria*), junto con herbazales (*Koeleria glauca, Festuca juncifolia, Briza minor*) y matorrales (*Daphne gnidium, Cytisus scoparius, Ulex europaeus*), en los cuales aprovechan las numerosas agrupaciones de piedras existentes como refugio y/o posible fuente de calor (proceso de tigmotermia).

Medición de temperaturas

Para la realización del experimento se capturaron en la zona de estudio 3 individuos adultos sin signos de gravidez, 3 hembras grávidas y 3 juveniles del año de cada especie, agrupando a los animales en estas tres categorías descritas. No se han podido clasificar los individuos adultos por sexos, debido a que estas dos especies no presentan un dimorfismo sexual aparente ni es posible provocar la evaginación de los hemipenes en el caso de los machos. Los animales fueron capturados a mano durante visitas realizadas a la zona de estudio, a finales del periodo reproductor de ambas especies en el año 2005 (momento en el que coinciden aún hembras grávidas y los primeros neonatos del año; finales de junio-principios de julio en *C. striatus*, y finales de julio-principios de agosto en *C. bedriagai*). Tras la captura los animales fueron trasladados al laboratorio, donde se individualizaron en cajas plásticas de dimensiones: 23 x 35 x 20 cm para *C. striatus* y 16 x 31 x 10 cm para *C. bedriagai*. A todos los ejemplares se les suministró agua y comida (*Tenebrio monitor*) *ad libitum*. Tras dos días de aclimatación en el laboratorio se realizó el experimento para cada categoría de cada especie, en el cual se empleó un terrario de dimensiones 150 x 30 x 30 cm, con un sustrato de arena de 6,5 cm de profundidad, piedras de dimensiones similares entre ellas y lo suficientemente grandes como para poder ser seleccionadas por los animales como refugio, y vegetación existente en la zona de estudio donde habitan estas dos especies. Con todo esto se intentó recrear lo más fielmente posible el hábitat natural de los animales en el terrario. Por medio de la colocación en uno de los extremos del terrario de 5 focos de 60 W cada uno, y en el otro extremo de 3 bloques de hielo, adyacentes a las paredes del terrario, se consiguió crear un gradiente térmico con un rango de temperaturas de 15º C a 50,5º C. Una vez alcanzado el gradiente térmico desea-

do, y después de marcar individualmente a los ejemplares de cada categoría por medio de marcas con tinta indeleble en el dorso de los animales, introdujimos a los ejemplares en el terrario, 30 minutos antes de comenzar las mediciones como periodo de adaptación. Cada categoría fue testada durante 1 día y en intervalos de 30 minutos (desde las 09:00 a 14:50 GMT), en los cuales, se buscó a los tres ejemplares (con cuidado de no repetir el mismo animal durante el intervalo de tiempo) cuidadosamente entre la arena y bajo los posibles refugios del terrario (piedras y vegetación). Una vez localizado un animal, registramos los valores de: la temperatura corporal seleccionada por el animal (denominada temperatura selecta, *Tsel*), la temperatura del sustrato (*Ts*) en el punto exacto en donde se encontraba en contacto con el centro del cuerpo del animal y la temperatura del ambiente (*Ta*), a 10 cm en vertical desde donde se encontraba el animal. Las mediciones se realizaron con una sonda cloacal modelo Hanna Instruments HI 8757 (precisión 0,1º C). Debido a problemas de localización de alguno de los ejemplares durante el experimento, los tamaños de muestra variaron para cada categoría en un rango entre 31 y 39 datos. En la zona de estudio se recogieron los datos de temperatura corporal del animal (Tc), que es la temperatura cloacal que mostraban los individuos encontrados activos (fuera de refugio) de ambas especies, además de la *Ts* y la *Ta*, durante visitas periódicas con una frecuencia aproximada de 15 días, durante los periodos reproductores de las especies. En este caso, únicamente fue posible la toma de datos en las categorías de individuos adultos que no mostraban signos de gravidez y hembras grávidas.

Los análisis estadísticos se procesaron con el programa SPSS versión 12.0 para Windows. Usamos un ANOVA de dos factores con medidas repetidas en un factor para determinar la variación en la temperatura selecta en el tiempo. La relación entre las tres temperaturas registradas se estudió por medio del análisis de la regresión. En todos los casos se ha utilizado un nivel de significación del 5%. Tanto en el texto como en las tablas los valores citados hacen referencia al valor medio ± el error estándar.

RESULTADOS

Temperaturas medias

Los valores medios de la temperatura selecta (*Tsel*) y de la temperatura corporal (*Tc*) de cada categoría se muestran en la tabla I. La variación en los valores de la *Tsel* en los diferentes intervalos de tiempo a lo largo del experimento no fueron significativos ($F = 1,99$; $p = 0,160$). Sin embargo, la variación entre las seis categorías fue significativa ($F = 10,11$; $p = 0,020$). El test a posteriori de Bonferroni indica que no hay diferencias entre las tres categorías de cada especie (intra-especies; $p > 0,05$). De igual manera este test nos muestra que sí existen diferencias entre la *Tsel* de las dos categorías de adultos de ambas especies; así, la Tsel de las hembras grávidas de *C. bedriagai* presenta diferencias significativas con la *Tsel* de las hembras grávidas de *C. striatus* ($p = 0,006$) y con la *Tsel* de los adultos sin signos de gravidez de *C. striatus* ($p = 0,009$). En el caso de la *Tsel* de los individuos adultos sin signos de gravidez de *C. bedriagai*, presenta diferencias significativas con la *Tsel* de las hembras grávidas de *C. striatus* ($p = 0,013$) y con la Tsel de los adultos sin signos de gravidez de *C. striatus* ($p = 0,021$). En estas dos categorías *C. bedriagai* presenta unas temperaturas corporales seleccionadas mayores que *C striatus*. Esta diferencia no se ha observado entre las *Tsel* de los juveniles de las dos especies (test de Bonferroni; $p = 1,00$), presentando ambas temperaturas muy similares.

Regulación de la temperatura corporal

Se han estudiado las relaciones existentes entre las tres temperaturas registradas para las seis categorías diferenciadas, y en todos los casos se ha encontrado una correlación positiva entre las *Ta* y *Ts* con la *Tsel* de los ejemplares de las dos especies (coeficiente de Pearson $P < 0,05$ para todos los casos). Pero solamente en el caso de las hembras

	***Tsel* (ºC)**			***Tc* (ºC)**		
	Media ± ES	Rango	n	Media ± ES	Rango	n
Hem. *C. bedriagai* grávidas	34,14 ± 0,61	25,0 – 39,4	36	32,20 ± 0,90	29,9 – 33,9	4
Adult. *C. bedriagai* no grávidos	33,89 ± 0,65	26,9 – 40,2	31	31,43 ± 1,31	27,0 – 35,6	6
Juven.*C. bedriagai*	33,59 ± 0,51	27,2 – 38,5	39			
Hem. *C. striatus* grávidas	30,37 ± 0,82	24,9 – 40,2	35	23,50	-	1
Adult. *C. striatus* no grávidos	30,75 ± 0,60	23,5 – 37,7	35	28,67 ± 1,71	19,6 – 34,3	8
Juven. *C. striatus*	32,33 ± 0,38	26,2 – 35,8	32			

Tabla I. Resumen de las características térmicas de ambas especies en el laboratorio (*Tsel*, temperatura selecta) y en el campo (*Tc*, temperatura corporal). En cada grupo se muestra la media ± el error estándar (ES), el rango de los valores de temperatura alcanzado y el tamaño de la muestra (*n*).
Table I. Sumary of thermic characteristics of both species in laboratory (*Tsel*, select temperature) and in the field (*Tc*, body temperature). In each group average ± standar error (Es), range of values of temperatura achieved and size of simple (*n*) are shown.

grávidas de ambas especies se observó que esta relación era mayor entre la temperatura selecta de los animales y la temperatura ambiental donde se encontraban (figura 1), que con la temperatura del sustrato que les rodeaba.

En los individuos adultos sin signos de gravidez y en los juveniles del año de ambas especies, las temperaturas corporales mostraron una mayor correlación con la temperatura del sustrato que les rodeaba que con la temperatura ambiental.

DISCUSIÓN

Los valores medios en la temperatura corporal seleccionada de los dos grupos de adultos (tanto los que muestran signos de gravidez como los que no los muestran), son mayores en *C. bedriagai*. Este hecho se puede relacionar con los distintos patrones de distribución que presentan ambas especies. *Chalcides bedriagai* ocupa principalmente regiones mediterráneas, adaptado a un ambiente térmico mayor que *C. striatus*, especie que podemos encontrar en regiones más templadas (zonas de ambiente eurosiberiano). Por lo tanto, debido a estas diferencias en los requerimientos térmicos de ambas especies y, la variabilidad térmica que ofrecen los distintos microhábitat (HAILEY *et al.*, 1987; HERTZ *et al.*, 1993; LÓPEZ *et al.*, 1997; KEARNEY, 2001), es posible que ambas especies se repartan los distintos recursos y convivan en simpatría, como se ha apreciado tanto en estas como en otras especies de eslizones (VRCIBRADIC & ROCHA, 1995).

El valor medio de la temperatura corporal de *C. bedriagai* en la población estudiada, presenta una temperatura corporal mayor que poblaciones del sureste de la Península Ibérica. Así, las poblaciones de Nueva Tabarca (LÓPEZ-JURADO *et al.*, 1978) y de Calpe (HAILEY *et al.*, 1987), muestran una temperatura corporal obtenida en el campo próxima a los 30º C en ambos casos, frente a los 34,1º C de las hembras grávidas o los 33,9 º C de los adultos no grávidos obtenidos en nuestro experimento en laboratorio. Se asemejan más a las obtenidas en el presente estudio en los individuos encontrados activos en el campo, de 32,2º C en los ejemplares adultos no grávidos y 31,4º C en el caso de las hembras grávidas. Estas diferencias pueden ser debidas a que los factores de los tres estudios han sido diferentes, como el hecho de que nosotros sólo hemos tomado la temperatura corporal en el campo a individuos encontrados activos (fuera de refugio), y en ningún caso a ejemplares encontrados bajo refugio, como se hace en los otros dos trabajos.

Únicamente en el caso de las hembras grávidas de ambas especies se ha encontrado una mayor correlación entre la temperatura ambiental y la temperatura corporal de los individuos, por lo que en esta categoría cobra mayor importancia la heliotermia como mecanismo para regular la temperatura corporal. Este hecho coincide con otros estudios,

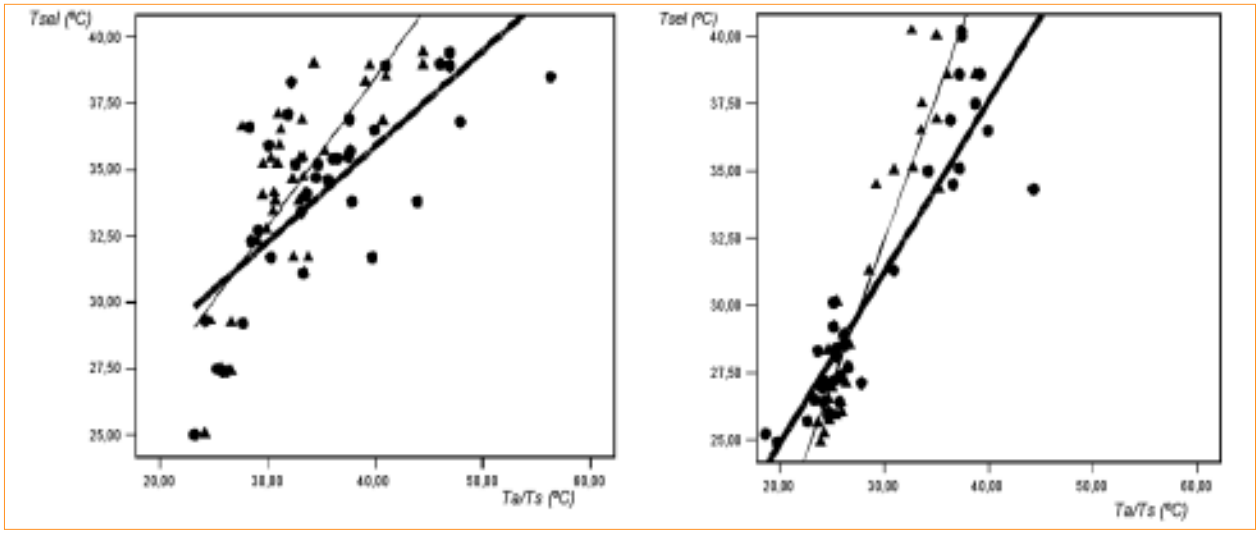


Figura 1. Análisis de la regresión entre: (Izquierda) ▲ la *Tsel* de las hembras grávidas de *C. bedriagai* y la *Ta* (r^2 = 0,591; F1,34 = 49,15; p < 0,001; línea continua) y ● entre la *Tsel* de estas hembras y la *Ts* que les rodea (r^2 = 0,542; F1,34 = 40,25; p < 0,001; línea discontinua) y (Derecha) ▲ la *Tsel* de las hembras de *C. striatus* grávidas y la *Ta* del entorno (r^2 = 0,879; F1,33 = 238,61; p < 0,001; línea continua) y ● la de las hembras gestantes de esta especie con el sustrato con el que están en contacto (r^2 = 0,837; F1,33 = 169,43; p < 0,001; línea discontinua).

Figure 1. Regression analysis betwen: (left) ▲ *Tsel* of *C. bedriagai* pregnant females and *Ta* (r^2 = 0,591; F1,34 = 49,15; p < 0,001; continuous line) and ● relation between *Tsel* of these females and *Ts* where they were (r^2 = 0,542; F1,34 = 40,25; p < 0,001; discontinuous line) and (right) ▲ *Tsel* of *C. striatus* pregnant females and environment temperature (r^2 = 0,879; F1,33 = 238,61; p < 0,001; continuous line) and ● pregnant females of this species with substrate temperatures they are in contact (r^2 = 0,837; F1,33 = 169,43; p < 0,001; discontinuous line).

en los cuáles las hembras grávidas de distintas especies de reptiles modifican su comportamiento durante el periodo de gravidez, para alcanzar una mayor eficiencia térmica (SHINE, 1981; DAUT & ANDREWS, 1993). Esto se debe a que la gestación es un proceso altamente termodependiente (BEUCHAT, 1986, 1988; SHINE & HARLOW, 1993), por lo que los tiempos de *basking* y la temperatura corporal alcanzada durante el mismo afecta no sólo al tiempo de gestación, sino incluso a la talla o condiciones físicas de los juveniles (WAPSTRA, 2000).

Por el contrario, la temperatura corporal de los adultos no grávidos y la de los juveniles de ambas especies mostraron una mayor correlación con la temperatura media del sustrato con el que estaban en contacto. En estas dos categorías parece temer mayor importancia el fenómeno de la tigmotermia frente al de heliotermia, hecho que ya se había contrastado para *C. bedriagai* en las poblaciones del sur de la Península Ibérica (LÓPEZ-JURADO *et al.*, 1978; HAILEY *et al.*, 1987). Con lo cual, estas categorías podrían alcanzar su temperatura corporal adecuada por medio de este mecanismo, disminuyendo así el riesgo de depredación al no exponerse al aire libre para alcanzar esa temperatura corporal necesaria.

BIBLIOGRAFÍA

AVERY, R. 1982. Field studies on body temperatures, and thermoregulation. In: *Biology of the Reptilia*. Vol. 12. C. Gans and F. H. Pough (Eds.): 93-166. Academic Press. New York.

BARBADILLO, L.J.; LACOMBA, J.I.; PÉREZ-MELLADO, V.; SANCHO, V. & LÓPEZ-JURADO, L.F. 1999a. Eslizón ibérico. *Chalcides bedriagai* (Boscá, 1880) In: *Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*: 224-226. Ed. Planeta. Barcelona.

BARBADILLO, L.J.; LACOMBA, J.I.; PÉREZ-MELLADO, V.; SANCHO, V. & LÓPEZ-JURADO, L.F. 1999b. Eslizón tridáctilo. *Chalcides striatus* (Cuvier, 1829) In: *Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*: 231-233. Ed. Planeta. Barcelona.

BEUCHAT, C.A. 1986. Reproductive influences on the thermoregulatory behavior of a live-bearing lizard. *Copeia*, 1986: 971-979.

BEUCHAT, C.A. 1988. Temperature effects during gestation in a viviparous lizard. *Journal of thermal Biology*, 13: 185-205.

BROWKER, R. DAMSCHRODER, S., SWEET, A. & ANDERSON, D. 1986. Thermoregulatory behavior of the North American lizards *Cnemidophorous velox* and *Sceloporus indulatus*. *Amphibia-Reptilia*, 7: 335-346.

DAUT, E. & ANDREWS, R. 1993. The effect of pregnancy on selected body temperatures of the viviparous lizard *Chalcides ocellatus*. *Journal of Herpetology*, 27: 6-13.

GALÁN, P. 2003. Female reproductive characteristics of the viviparous skink *Chalcides bedriagai pistaciae* (Reptilia, Squamata, Scincidae) from an Atlantic beach in north-west Spain. *Amphibia-Reptilia*, 24: 79-85.

HAILEY, A., ROSE, C.A. & PULFORD, E. 1987. Food consumption, thermoregulation and ecology of the skink *Chalcides bedriagai*. *Herp. Journal,* 1: 144-153.

HERTZ, P., HUEY, R. & STEVENSON, R. 1993. Evaluating temperature regulation by field-active ecthoterms: the fallacy of the inappropriate questions. *Am. Nat.*, 142: 796-818.

HUEY, R. 1982. Temperature, physiology and ecology of reptiles. In: *Biology of the Reptilia*. Vol. 12. C. Gans and F. H. Pough (Eds.): 25-91. Academic Press. New York.

KEARNEY, M. 2002. Hot rocks and much-too-hot rock: seasonal patterns of retreat-site selection by a nocturnal ectotherm. *Journal of Thermal Biology*, 27: 205-218.

LÓPEZ, P., SALVADOR, A. & MARTÍN, J. 1998. Soil temperatura, rock selection, and the thermal ecology of the amphisbaenian reptile *Blanus cinereus*. *Can. J. Zool.*, 1998: 673-679.

LÓPEZ-JURADO, L.F., JORDANO, P. & RUIZ, M. 1978. Ecología de una población insular mediterránea del Eslizón ibérico, *Chalcides bedriagai* (Sauria; Scincidae). *Doñana, Acta Vertebrata*, 5: 19-34.

MELVILLE, J. & SCHULTE II, J. 2001. Correlates of active body temperatures and microhabitat occupation in nine species of central Australian agamid lizards. *Austral Ecology*, 26: 660-669.

PÉREZ-QUINTERO, J.C. 1989. Actividad del eslizón tridáctilo (*Chalcides chalcides*) en las marismas del Odiel. *Rev. Esp. Herp.*, 3 (2): 173-182.

POLLO, C. 2002a. *Chalcides bedriagai* (Boscá, 1880). Eslizón ibérico In: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Pleguezuelos, J. M., R. Márquez & M. Lizana (Eds.): 163-165. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza. Madrid.

POLLO, C. 2002b. *Chalcides striatus* (Cuvier, 1829). Eslizón tridáctilo ibérico In: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Pleguezuelos, J. M., R. Márquez & M. Lizana (Eds.): 170-172. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza. Madrid.

SHINE, R. 1981. Cost of reproduction in reptiles. *Oecologia* (Berlin), 49: 92-100.

SHINE, R. & HARLOW, P. 1993. Maternal thermoregulation influences offspring viability in a viviparous lizard. *Oecologia*, 96: 122-127.

SPENCER, N. & GRIMMOND, N. 1994. Influence of elevation on the thermoregulation of two sympatric lizards. *New Zealand Journal of Zoology*, 21: 379-385.

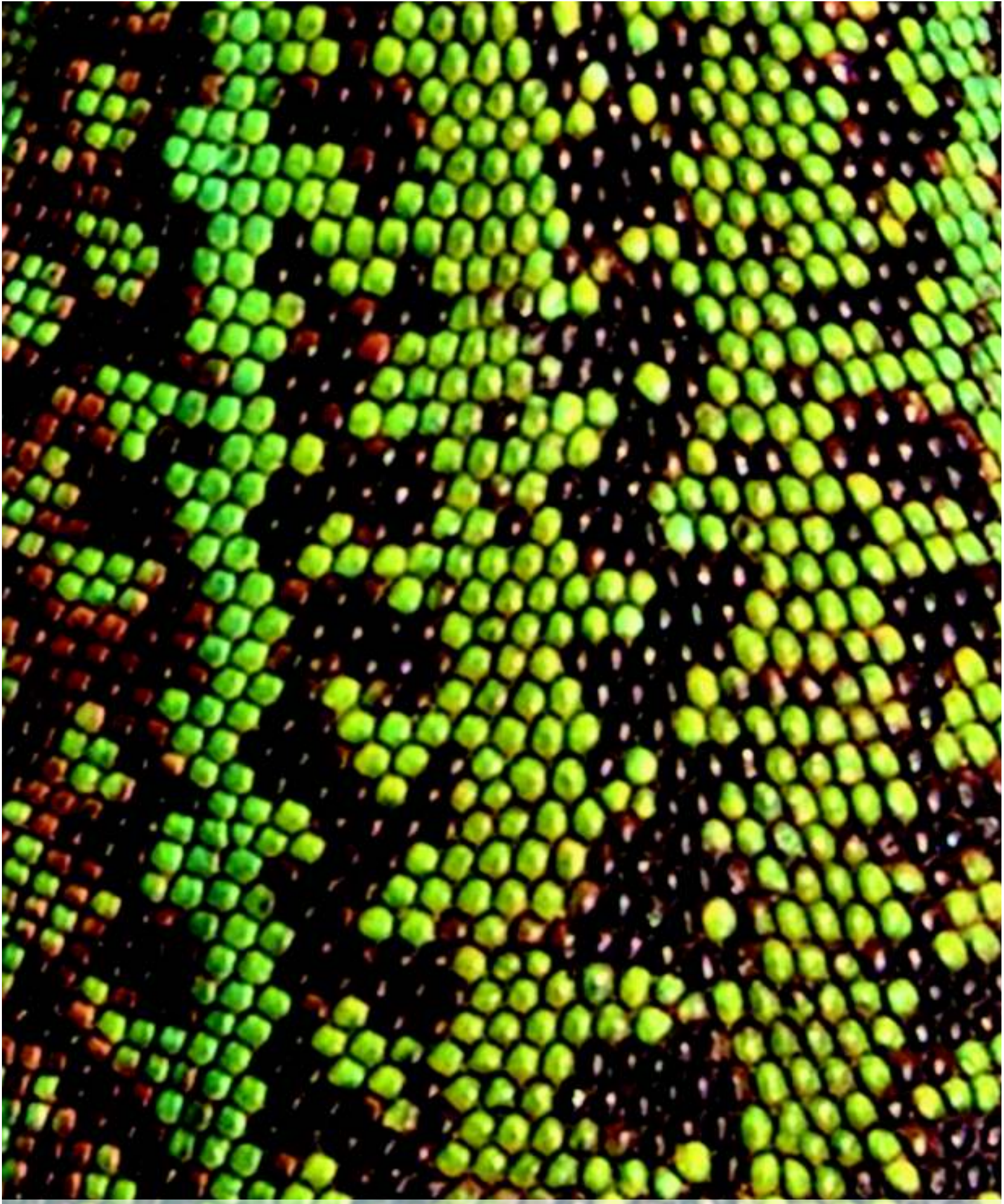
TOFT, C. 1985. Resource partitioning in amphibians and reptiles. *Copeia*: 1-21.

VAN DAMME, R., BAUWENS, D. & VERHEYEN, R. 1987. Thermoregulatory responses to environmental seasonality by the lizard *Lacerta vivipara. Herpetologica*, 43 (4): 405-415.

VRCIBRADIC, D. & D. ROCHA, C. F. 1995. Ecological observations of the scincid lizard *Mabuya agilis* in a Brazilian restinga habitat. *Herpetological Review*, 26 (3): 129-131.

WAPSTRA, E. 2000. Maternal basking opportunity affects juvenile phenotype in a viviparous lizard. *Functional Ecology*, 14: 345-352.

Foto: Iñaki Sanz



La rana ágil (*Rana dalmatina*) en el extremo noroccidental de su distribución ibérica

Mario Corral, Xabier Iturrate & Patxi Lasarte

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	112-118	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

La rana ágil (*Rana dalmatina*) en el extremo noroccidental de su distribución ibérica

The agile frog (*Rana dalmatina*) in the northwestern border of distribution in the Iberian Peninsula

Mario Corral[1]*, Xabier Iturrate[2] & Patxi Lasarte[3]
[1] José de Madinabeitia 14.2ºA c.p.01470 Amurrio. Araba.
[2] Barrio La Llana 15 c.p. 01478 Zuaza. Araba
[3] Iturria auzoa 20 c.p. 01479 Murga. Araba.
*m.corral.saez@kzgunea.net

RESUMEN

Se han localizado nuevas poblaciones de *Rana dalmatina* en la cuenca alta del río Nervión en los valles occidentales cantábricos del País Vasco, ampliando así hacia el noroeste su ámbito de distribución ibérico. Los núcleos reproductores estarían compuestos por entre menos de diez y más de mil individuos. La destrucción de humedales naturales obliga a la especie a usar los humedales artificiales para su reproducción.

PALABRAS CLAVE: *Rana dalmatina*, distribución, tamaño poblacional, hábitat, amenazas.

ABSTRACT

New populations of *Rana dalmatina* have been found in the higher area of the Nervion basin, in the western Cantabrian valleys of the Basque Country, so it can be said that its distribution scope within the Iberian Peninsula has extended north-westwards. The breeding nuclei range from fewer than ten to more than one thousand individuals. The destruction of natural wetlands is forcing the species to use artificial ponds for breeding.

KEY WORDS: *Rana dalmatina*, distribution, population, habitat, threats.

LABURPENA

Rana dalmantina espeziearen populazio berriak agertu dira Nerbioi ibaian (Euskal Herriko mendebaldeko kantabriar ibarretan), iberiar distribuzio-eremua hortaz ipar-ekialderantz zabalduaz. Ugalketa-guneak hamar milatik beheitiko eta milatik gorako indibiduoz osaturik egongo ziren. Hezegune naturalak suntsiturik, espezieak hezegune artifizialez baliatu beharra dauka bere ugalketarako.

GAKO-HITZAK: *Rana dalmatina*, distribuzioa, populazioen tamaina, habitata, mehatxuak.

INTRODUCCIÓN

Rana dalmatina es un anuro de mediano tamaño, perteneciente al grupo de las ranas pardas. Especie de distribución centroeuropea, su presencia se extiende desde el océano Atlántico hasta el mar Negro y desde el sur de Escandinavia hasta las penínsulas mediterráneas (Grossenbacher, 1997). En la península Ibérica su presencia se restringe a las provincias de Navarra y Álava. También se ha descrito su presencia puntual en el norte de Burgos, limítrofe con la provincia de Álava. Nos encontramos pues en su límite suroccidental de distribución a escala mundial y en su borde noroccidental en la península Ibérica (Gosá, 2002a).

Las poblaciones encontradas tienen un carácter residual respecto de las antiguas poblaciones ligadas a los robledales occidentales alaveses y vizcaínos. Se encuentran fragmentadas y desconectadas de las poblaciones adyacentes por el este (bosque de Altube en Alava) y por el sur (hayedo de Monte Santiago en Burgos). Su posición es marginal en el contexto de la distribución europea y una parte importante de su hábitat óptimo, el de los robledales estacionalmente encharcados, se encuentra profundamente transformado.

El objetivo del trabajo ha sido triple: determinar el alcance de la distribución de *Rana dalmatina* en la comarca natural del Alto Nervión, realizar una estima poblacional preliminar y detectar las amenazas más evidentes a que está sometida esta población y sus hábitats.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se ubica en la comarca del Alto Nervión, cabecera de los valles cantábricos occidentales del País Vasco, en los municipios alaveses de Amurrio y extremo oeste de Urkabustaiz, y el vizcaíno de Orduña. La zona se ubica al norte de la divisoria de aguas cántabro-mediterránea delimitada por las elevaciones de las sierras Salvada y Gibijo, compartidas entre Araba, Bizkaia y Burgos. El territorio estudiado se sitúa al norte y

oeste de las poblaciones hasta ahora conocidas de la especie. La superficie prospectada abarca aproximadamente 50 km^2 (figura 1).

Figura 1. Área de estudio. En verde divisoria de aguas cántabro-mediterránea.
Figure 1. Study area. Cantabrian-Mediterranean watershed in green.

CARACTERIZACIÓN DEL HÁBITAT

Las series de vegetación forestal con presencia de rana ágil son las del quejigal atlántico, robledal acidófilo, hayedo calcícola y robledal éutrofo subcantábrico. El rango altitudinal comprende desde los 254 a los 680 m.s.n.m. Las charcas utilizadas por el anfibio para la reproducción se encuentran mayoritariamente en zonas de campiña atlántica, siendo en ocasiones algo lejana la presencia de las masas arboladas, situadas a más de un kilómetro de los humedales, pero en general dentro del rango migratorio de la especie (Riis, 1997; Ponséro & Joly, 1998). El hábitat circundante a las charcas es principalmente el de los prados de siega y diente, con setos de rosáceas de entidad variable. Menos frecuente es la presencia de matorrales bajos y rodales de arbolado.

Las charcas son en un 50% de origen artificial, creadas para abrevadero del ganado o almacén de agua para usos industriales. El 30%, de origen natural, se encuentran modificadas para facilitar el acceso del ganado; el 20 % restante son charcas o encharcamientos de origen natural con mínimas modificaciones en su morfología e hidrología (tabla I).

MATERIAL Y MÉTODOS

Mediante cartografía local a escala 1:5.000, entrevistas a la guardería del Departamento de Medio Ambiente de la Diputación Foral de Álava, a vecinos de la zona y recorridos de campo se han identificado las charcas y encharcamientos con potencialidad para la especie. Se ha reconocido así hasta 15 lugares (tabla I).

Las visitas a las charcas se han realizado en la época de puesta, entre enero y marzo, con periodicidad de tres días. La presencia de adultos se ha obtenido por reconocimiento de puestas y registro visual en visitas nocturnas; en ocasiones, los cantos de los machos han precedido al posterior contacto visual. La estima poblacional se ha realizado indirectamente, por conteo de las masas de huevos, equivalentes al número de hembras (Riis, 1997; Gosá, 2002b), y aplicando las sex-ratio descritas para las poblaciones navarras, que son las más cercanas con datos conocidos. La estrecha variación de este parámetro en poblaciones de rana ágil repartidas por toda su área de distribución mundial (Riis, 1997; Ishchenko, 1996) ha permitido extrapolar esa sex-ratio para obtener una estima razonablemente fiable del tamaño de la población estudiada. La proporción

CHARCA	UTM 1X1	ALTITUD (M)	CARÁCTER	TIPO
Bigandi *	WN0360	662	Permanente	Natural modificada
Txibiarte *	WN0461	666	Permanente	Natural modificada
Zanpazu *	WN0461	661	Permanente	Natural modificada
Charca de Unzá *	WN0357	680	Temporal	Artificial: abrevadero, represa
Encharcamientos de Zaldubitxi *	WN0158	298	Temporal	Natural sin vegetación palustre
Zamarro-Beletxana *	WN0057	382	Permanente	Natural modificada
Balsa de La Rondina *	VN9859	285	Permanente	Artificial industrial
Laguna de Arbieto	WN0061	275	Permanente	Natural, dolina inundada
Balsa de La Paúl	VN9860	280	Permanente	Artificial: excavada para riego
Charca de Tertanga	VN9858	320	Permanente	Excavación minera inundada
Pozo Biguri *	WN0266	301	Permanente	Artificial: abrevadero excavado
Pozo Askargan	WN0265	348	Permanente	Artificial, excavada
Aria de Larrinbe *	WN0065	254	Temporal	Natural con vegetación palustre
Charca de Lekamaña *	WN0063	398	Temporal	Artificial: excavación cimientos
Pozo Turbio *	WN0262	530	Temporal	Artificial: abrevadero excavado

Tabla I. Charcas con presencia de *Rana dalmatina* en el área de estudio.
Table I. Ponds with presence of *Rana dalmatina* in the area studied.

aplicada ha sido de 2,20:1 favorable a los machos, media de la que presenta la población de rana ágil en Ultzama (Navarra) entre los años 2002-2005 (calculada de SARASOLA & GOSÁ, 2006).

RESULTADOS

Fenología reproductora

La estación reproductora se extendió en 2006 entre finales de enero y mediados de marzo. Las primeras puestas se detectaron en la última semana de enero. El grueso de la puesta tuvo lugar en febrero, y el pico principal se produjo a comienzos de la cuarta semana, contabilizándose entonces el 53,6 % del total de las masas depositadas en el conjunto de charcas (figura 2). En la primera semana de marzo se deposita el 16 % de las puestas, y las últimas tienen lugar en la tercera semana de ese mes.

Uso del hábitat reproductor

La rana ágil se reprodujo en nueve humedales del área de estudio (tabla I), lo que representa el 68% de los lugares muestreados. Se confirma la presencia de la especie en Bizkaia (balsa de La Rondina), donde había sido citada por vez primera en el año 2002 (EKOS ESTUDIOS AMBIENTALES, 2002).

A efectos de conectividad entre poblaciones pueden distinguirse tres zonas para agrupar los humedales donde ha habido reproducción:

1. Zona de Bigandi-Zanpazu y Unzá, que es la más oriental y próxima a las poblaciones de Rana dalmatina en territorio alavés, localizadas en el bosque de Altube y Sierra de Gibijo.
2. Zona del Valle de Arrastaria y Orduña, con tres lugares utilizados por el anfibio: encharcamiento de Zaldubitxi, charcas de Zamarro y Beletxana y balsa de La Rondina.
3. Zona de Larrinbe-Askargan, en las inmediaciones de Amurrio, con tres enclaves, siendo el Aria de Larrinbe el más relevante.

Las poblaciones de Lekamaña y Pozo Turbio se encuentran en posiciones intermedias con respecto a las zonas sectorizadas (figura 3).

Figura 2. Ubicación de las charcas en la zona de estudio.
Figure 2. Ponds ubication in studied area.

Figura 3. Evolución del número acumulado de puestas en la totalidad de las charcas.
Figure 3. Evolution of the accumulated number of layings in all the ponds.

Tamaño poblacional

Se aprecian fuertes diferencias en la estima del tamaño poblacional, dependiendo de las áreas. La zona de Bigandi-Zanpazu-Unzá concentra el 86 % de los efectivos estimados en el área de estudio. El 54 % de las charcas alberga poblaciones compuestas por menos de 100 individuos reproductores. En la charca de Bigandi se concentra el 48,9 % de la población local de rana ágil (tabla II).

Charca	Zona	Nº Puestas	Nº estimado adultos
Bigandi	1	670	2144
Zanpazu	1	110	352
Charcas de Unzá	1	401	1283
Txibiarte	1	1	3
Encharcamientos de Zaldubitxi	2	6	19
Zamarro-Beletxana	2	64	205
Balsa de la Rondina	2	24	77
Pozo Biguri	3	3	10
Aria de Larrinbe	3	25	80
Charca de Lekamaña	-	65	208
Pozo Turbio	-	3	10
TOTAL		**1372**	**4391**

Tabla II. Estima poblacional en cada charca.
Table II. Estimated population in each pond.

DISCUSIÓN

Las poblaciones de la cuenca alta del Nervión son las más noroccidentales de la especie. Algunas de las charcas albergan poblaciones de gran entidad en el contexto general del taxón en su área ibérica de distribución, y por tanto deben considerarse estratégicas para la conservación de *Rana dalmatina*.

Los usos históricos del territorio, tendentes a la deforestación, han llevado al patrón de distribución actual de la especie, de manera que los puntos de reproducción se encuentran generalmente aislados entre sí y manifiestan dificultades para su conexión, por pérdida de humedales que en otro tiempo han debido permitir la consolidación de una estructura metapoblacional. En la actualidad los núcleos se encuentran cada vez más alejados y la previsible merma de conectividad ecológica parece estar traduciéndose en la concentración de un número excesivo de individuos en unas cuantas masas de agua (una de las zonas alberga el 86 % de la población). Este fenómeno, recurrente en otras poblaciones ibéricas de la especie, como las navarras (A. GOSÁ, com. pers.), supone un grave problema porque el desencadenamiento de situaciones puntuales de tipo catastrófico puede suponer la desaparición de partes importantes de la población, a escala local.

La aparente fragmentación actual de la metapoblación en tres zonas tiene implicaciones sobre la distribución de la especie en Álava, Bizkaia y Burgos, todavía no conocida en profundidad, e incide muy directamente sobre el tipo de gestión que debe ser aplicada en este caso. Está por conocer el grado de conexión que podría mantener el núcleo más oriental e importante, por el tamaño poblacional, que es el de Bigandi-Zanpazu-Unzá (zona 1, tabla II), con la población localizada en el entorno del puerto de Altube. Igualmente, se desconoce si existe continuidad entre la población de Zamarro-Beletxana-La Rondina (zona 2) con la hasta hace poco asentada en el hayedo del Monte Santiago, en territorio burgalés, que se sospecha extinta en estos momentos. La localización de charcas con reproducción de rana ágil en el páramo circundante a este hayedo obligaría a las administraciones autónomas implicadas a un esfuerzo para la consolidación de esta población interprovincial y a una recuperación del hábitat bajo criterios de conectividad, que facilitara el flujo de individuos entre los nuevos humedales creados al efecto. Por su parte, la distribución de la rana ágil en Bizkaia está pendiente de concretarse, porque sólo se conoce, por el momento, la población ahora confirmada en una charca de Orduña (La Rondina).

Amenazas

La presión antrópica ha obligado a *Rana dalmatina* a usar las masas de agua artificiales para desarrollar su ciclo reproductor. En éstas se ha detectado amenazas muy diversas y actuaciones (tabla III)

	Tipo de amenaza				
CHARCA	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Pozo Biguri			x	x	x
Pozo Askargan			x	x	
Aria de Larrinbe	x			x	
Encharcamientos de Zaldubitxi		x		x	
Bigandi			x	x	
Txibiarte			x		x
Zanpazu			x	x	
Zamarro-Beletxana		x		x	x
Balsa de La Rondina	x				x
Charca de Lekamaña	x				
Pozo Turbio			x		
Charca de Unzá			x		

Tabla III. Tipos de amenazas detectadas en las charcas donde se reproduce *Rana dalmatita*.
1: Infraestructuras y urbanizaciones, 2: Rellenos, 3: Excavación, 4: Afección a la calidad del agua, 5: Especies alóctonas

Table III. Threat typology detected in reproduction ponds of *Rana dalmatina*.1: Infrastructures and urbanizations, 2: Landfills, 3: Excavations, 4: Water quality, 5: Alocton species

que alteran en mayor o menor medida el hábitat de la especie, y que pueden presentarse de forma recurrente, modificando periódicamente ambientes artificiales que ya habían alcanzado un cierto grado de naturalidad. El 55% de los lugares de reproducción, entre los que se encuentran las charcas con mayor número de efectivos (Bigandi, Zanpazu, Unzá), son periódicamente excavados con el objetivo de mantener un calado y una superficie de lámina de agua que posibilite el abrevado del ganado. Esto provoca la eliminación de la vegetación higrófila e hidrófila de las orillas y el lecho, pero a su vez garantiza la presencia de una profundidad suficiente y demora los procesos de aterramiento (figura 4a).

Las amenazas e impactos en los fondos de valle, en las inmediaciones de los núcleos urbanos de mayor entidad como Orduña y Amurrio, se relacionan fundamentalmente con usos urbanizadores del territorio, como la creación de polígonos industriales o viales. El punto de reproducción de Lekamaña, utilizado por la rana ágil hasta 2006, ya ha desaparecido bajo los cimientos de un edificio recién construido.

Las charcas presentes en entornos de uso eminentemente agrario soportan presiones derivadas del manejo ganadero, entre las que están el uso de purines para fertilización de prados, entrada y pisoteo del ganado o degradación del hábitat terrestre circundante, como la producida por la eliminación de setos. Varias de las charcas y encharcamientos se han usado como lugar de relleno o vertido de sólidos (figura 4b). La mitad de la superficie de los encharcamientos de Zaldubitxi ha sido rellenada después de la estación reproductora de 2006.

Figura 4a. Charca creada para abrevaje de ganado, periódicamente excavada.
Figure 4a. rtificial pond, periodically excavated for the cattle to drink

Figura 4b. Vertido de escombros en la charca de Beletxana.
Figure 4b. Debris dumped into Beletxana's pond.

Figura 4c. Rodadas de quads en la charca Bigandi.
Figure 4c. Quad wheel tracks in Bigandi's pond.

Se han detectado especies alóctonas de peces como el carpín dorado *Carassius auratus*, con gran densidad en Zamarro. Asimismo, la balsa de La Rondina, único humedal reproductor para la rana ágil en Bizkaia, es utilizada como escuela de pesca. En ella se ha comprobado también la presencia de cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*). La charca de Bigandi, con una población estimada de más de 2000 individuos en 2006 (tabla II), es utilizada como área de tránsito por vehículos todoterreno y quads, y las rodadas han afectado al 50% de su superficie (figura 4c).

AGRADECIMIENTOS

A Alberto Gosá y Xabier Rubio por sus indicaciones técnicas sobre la especie. Al Ayuntamiento de Amurrio (Álava) por su apoyo y colaboración. A la guardería de la Diputación Foral de Álava.

BIBLIOGRAFÍA

EKOS ESTUDIOS AMBIENTALES, S.L. 2002. *Propuesta de plan de gestión de rana ágil* Rana dalmatina *Bonaparte, 1840 en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Informe inédito. Gobierno Vasco.

GOSÁ, A. 2002a. Rana dalmatina Bonaparte, 1840. In: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. (PLEGUEZUELOS, J.M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M., eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid: 120-122.

GOSÁ, A. 2002b. Efectivos poblacionales de la rana ágil (*Rana dalmatina*) y uso del hábitat reproductor en Navarra. *Munibe*, 53: 205-210.

GROSSENBACHER, K. 1997. *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. In: Gasc, J.-P. *et al.* (eds.). *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica-Muséum National d'Histoire Naturelle. París, pp. 134-135.

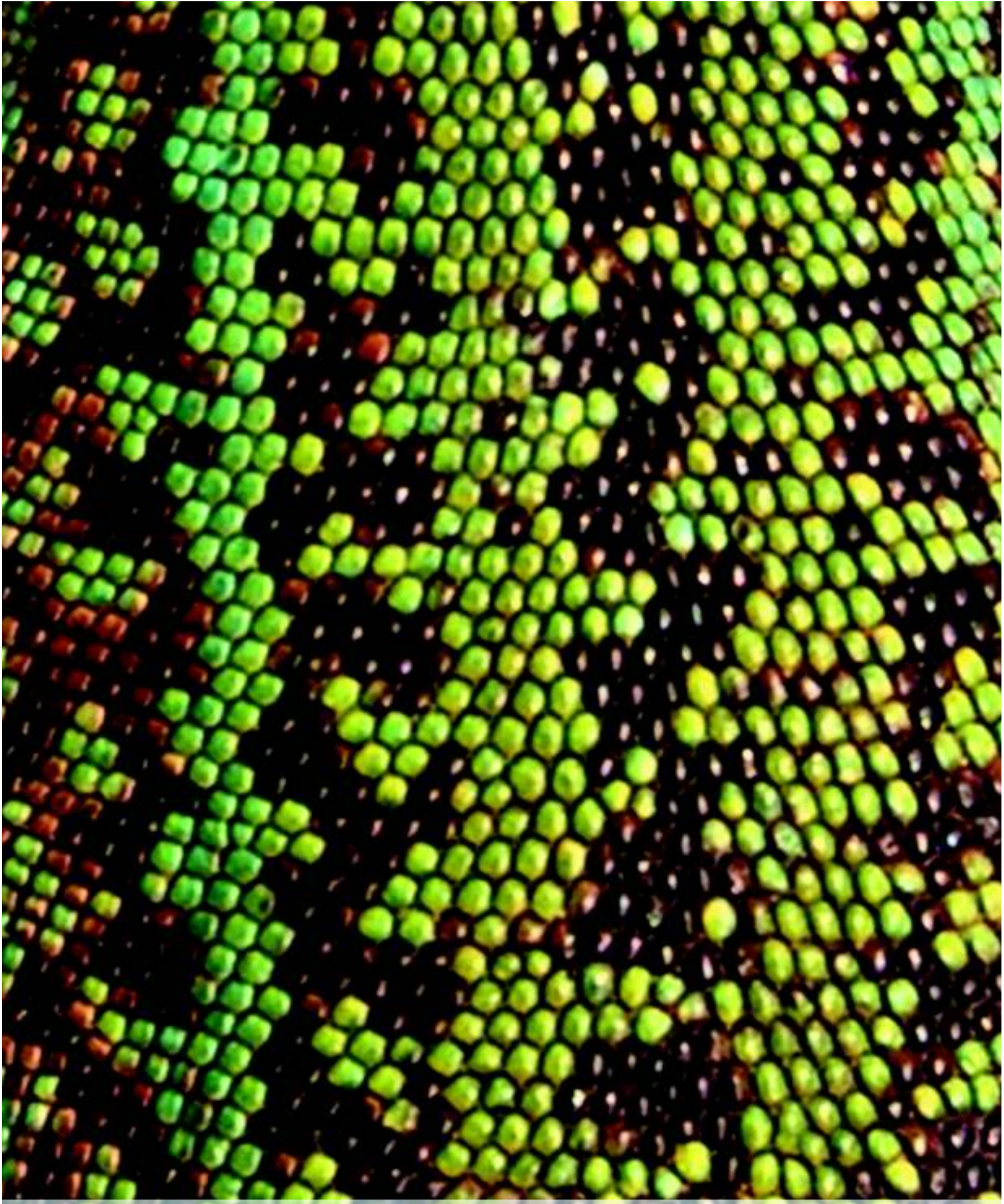
ISHCHENKO, V.G. 1996. Problems of demography and declining populations of some euroasiatic brown frogs. *Russian Journal of Herpetology,* 3: 143-151.

PONSÉRO, A. & JOLY, P. 1998. Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog *(Rana dalmatina)* in a floodplain. *Arch. Hydrobiol.*, 142: 343-352.

RIIS, N. 1997. Field studies on the ecology of the agile frog in Denmark. *RANA*, 2: 189-202.

SARASOLA, V. & GOSÁ, A. 2006. *Seguimiento poblacional de la rana ágil en Ultzama. Campaña 2006*. Departamento de Medio Ambiente, Gobierno de Navarra. Inédito, 41 pp.

Foto: Manu Océn



Segregación espacial y temporal de una comunidad de anfibios en una región mediterránea

Alex Richter-Boix, Gustavo A. Llorente & Albert Montori

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	120-128	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Segregación espacial y temporal de una comunidad de anfibios en una región mediterránea

Temporal and spatial segregation of an Amphibian community in a Mediterranean region

Alex Richter-Boix, Gustavo A. Llorente & Albert Montori
Departament de Biología Animal (Vertebrats). Universitat de Barcelona. Avda Diagonal 645. 08028 Barcelona.
arichterboix@ub.edu

RESUMEN

Diferentes estudios sugieren que a escala regional la coexistencia de las comunidades de anfibios viene determinada por la segregación espacial y temporal de las mismas en los hábitats de reproducción. Para comprobar dicha asunción se ha estimado durante un seguimiento de 5 años el esfuerzo reproductor, la abundancia de larvas de anfibios y sus depredadores potenciales en una región del litoral mediterráneo en el NE Ibérico. Los resultados han demostrado que las especies se distribuyen a lo largo de un gradiente hídrico determinado por la temporalidad de sus aguas y la abundancia de depredadores. Aunque las especies muestran unas preferencias por unos tipos de hábitats, se ha comprobado que no se trata de una segregación perfecta, pudiendo ocupar una misma especie varios tipos de hábitats a lo largo del gradiente. También se ha detectado una segregación temporal entre las especies a la hora de reproducirse, mostrando algunas especies una gran plasticidad con dos claros picos reproductivos: uno en primavera y otro a finales de verano, relacionados con las épocas de lluvia. A pesar de esta segregación, se ha apreciado un gran solapamiento entre especies durante la fase larvaria.

PALABRAS CLAVE: permanencia ambientes acuáticos, riesgo de depredación, fenología, *Salamandra salamandra, Alytes obstetricans, Pelodytes punctatus, Bufo bufo, Bufo calamita, Hyla meridionalis, Pelophylax perezi.*

ABSTRACT

Literature suggests that coexistence of amphibian species at a regional scale could be determined by spatial and temporal segregation of breeding habitats. We tested these assumptions in a Mediterranean littoral region of the NE of the Iberian Peninsula. During 5 years we measured reproductive effort of species, tadpole abundance and their potential predators in isolated ponds. Species distributed along a hydroperiod gradient of water temporality, which ranges from ephemeral pools to permanent waters. Results showing a clear preference of some species along the gradient, but with an imperfect segregation among habitats, and many species use different kinds of habitats in function of their temporality. The number and abundance of large predators increased along the gradient, showing greater values in permanent ponds. Also we detected a temporal segregation of reproductive events. Many species showed a great plasticity of reproduction with two peaks: one in spring and the other in autumn. In spite of this temporal segregation, a large overlap during larval phase was observed among species.

KEY WORDS: stay in aquatic environments, depredation risk, phenology, *Salamandra salamandra, Alytes obstetricans, Pelodytes punctatus, Bufo bufo, Bufo calamita, Hyla meridionalis, Pelophylax perezi.*

LABURPENA

Hainbat ikerketek aditzera ematen digutenez, anfibio komunitateen koexistentzia berauen ugalketarako habitatetan daukaten espaziozko eta denborazko segregazioaren araberakoa da. Aipatutako berrespena egiaztatzeko, Mediterraneoko kostaldeko eskualde batean (Iberiako Iean) 5 urtez iraun duen jarraipenean ugaltze-ahalegina, anfibio-larben ugaritasuna eta balizko harrapariak hartu dira kontuan. Espezieek habitat-mota batzuk nahiago dituztela erakutsi arren, segregazio perfekturik ez dagoela egiaztatu da, gradientean zehar espezie bakarrak hainbat habitat-mota okupa ditzakeelarik. Ugaltzeko orduan, espezieen artean denborazko segregazio bat ere antzeman da; alde horretatik, espezie batzuek plastikotasun handia erakutsi dute, bi ugaltze-unerekin: bata udaberrian eta bestea uda bukaeran, biak eurisasoiarekin erlazionaturik. Segregazio hori gorabehera, larba-fasean teilakatze handia antzeman da espezieen artean.

GAKO-HITZAK: iraunkortasuna giro urtarretan, harrapatze-arriskua, fenologia, *Salamandra salamandra, Alytes obstetricans, Pelodytes punctatus, Bufo bufo, Bufo calamita, Hyla meridionalis.*

INTRODUCCIÓN

Uno de los aspectos de mayor interés en ecología ha sido, y sigue siendo, el estudio de los factores bióticos y abióticos que regulan la dinámica y estructura de las comunidades naturales (Weiher & Keddy, 1999; Gotelli & McCabe, 2002). Conocer las interacciones entre estos factores y cuantificar su importancia relativa representa uno de los principales problemas con los que se enfrenta la ecología. Normalmente se asume que la comunidad de anfibios de sistemas acuáticos lénticos, al igual que el resto de organismos de estos hábitats, se encuentra organizada a lo largo de un gradiente abiótico y biótico que regula la abundancia de cada especie en función de sus características (Wellborn *et al.*, 1996). El gradiente abiótico lo conformaría la permanencia de los ambientes acuáticos, desde los ambientes efímeros con un elevado riesgo de desecación, hasta los ambien-

tes permanentes, mientras que en sentido contrario encontraríamos un gradiente biótico marcado por el riesgo de depredación (con poco riesgo en los ambientes temporales y un alto riesgo de depredación en los ambientes permanentes).

Los objetivos principales del presente estudio son dos: primero, analizar la estructura espacial de una comunidad larvaria de anfibios en una región mediterránea, estudiando la preferencia del ambiente acuático de las especies en función de su temporalidad y la abundancia de depredadores (WELLBORN *et al.*, 1996). Y segundo, analizar la fenología reproductiva y larvaria de las especies en la misma región con el fin de cuantificar el solapamiento temporal del desarrollo larvario, para evaluar si las especies de la comunidad estudiada persisten a nivel regional gracias a dichas segregaciones (comunidad estructurada por las interacciones locales o temporales entre sus individuos) o bien si la persistencia se debe a otro tipo de mecanismos más dinámicos (LEIBOLD *et al.*, 2004).

MATERIAL Y MÉTODOS

Zona de estudio

Se han estudiado dos zonas protegidas de la Sierra Litoral Catalana (Parc Natural del Garraf y Parc Metropolità de Collserola) muy próximas entre sí (30 Km lineales), que presentan un clima típico mediterráneo de inviernos suaves y dos periodos de precipitaciones: primavera y finales de verano, principios de otoño (Temperatura media de Garraf y Collserola respectivamente: 15.6ºC y 14.03ºC; precipitación media anual: 587.85 mm y 778.86 mm respectivamente; y humedad relativa: 71.5% y 81.66 %; todos los valores hacen referencia a los años durante los cuales se llevó a cabo el trabajo de campo) (figura 1). A pesar de su proximidad, los ambientes terrestres de ambas zonas son marcadamente diferentes. La región de Collserola presenta una mayor variedad de ambientes terrestres, con unas laderas al norte cubiertas por densos bosques de encinas, pinos y robles, así como bosques de ribera, alternados con campos cultivados, mientras que la cara sur está dominada por una vegetación arbustiva alternada con cultivos (RICHTER-BOIX, 2006; RICHTER-BOIX *et al.*, 2006a). Garraf, por otro lado, es un macizo cárstico con poca retención de agua, lo que ha dado lugar a que la vegetación predominante en todo el macizo sea de tipo arbustivo, con pequeñas manchas boscosas y algunos cultivos (RICHTER-BOIX, 2006).

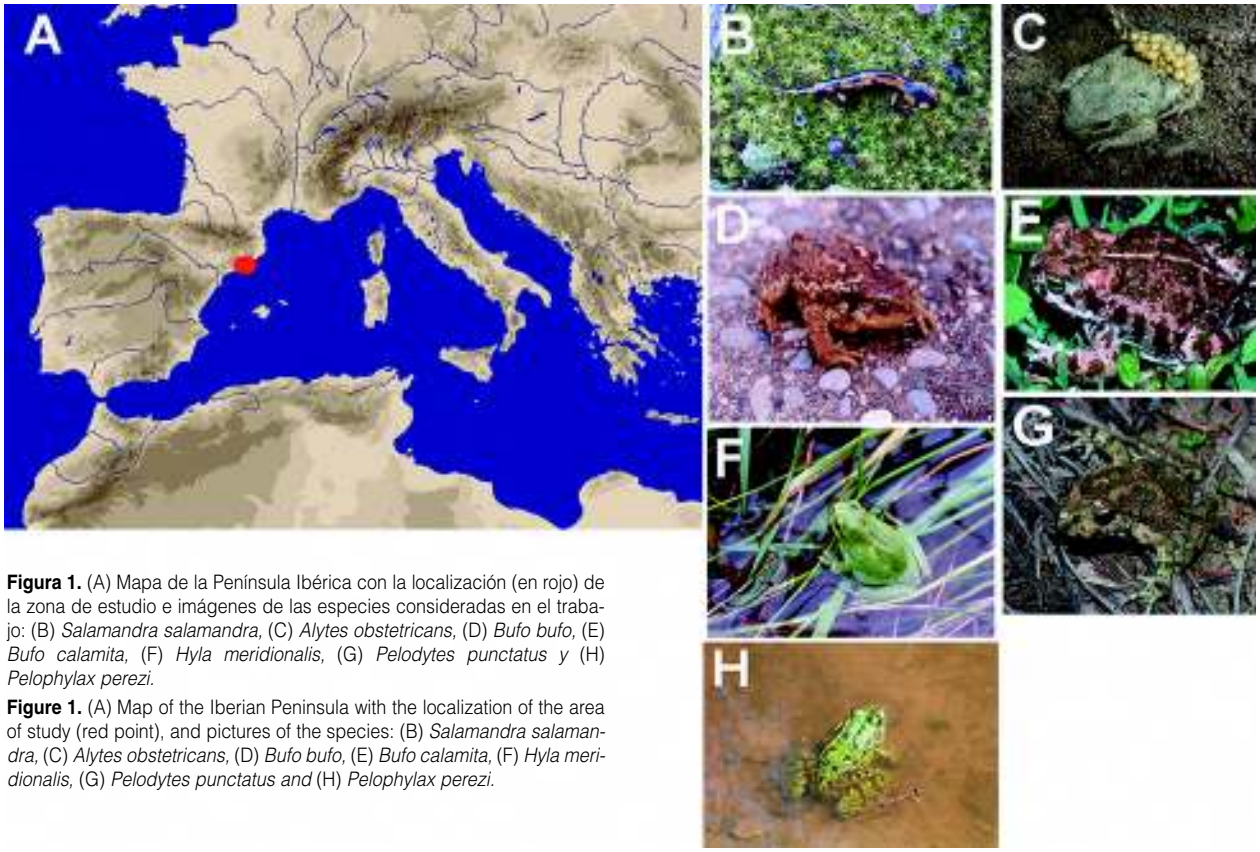


Figura 1. (A) Mapa de la Península Ibérica con la localización (en rojo) de la zona de estudio e imágenes de las especies consideradas en el trabajo: (B) *Salamandra salamandra,* (C) *Alytes obstetricans,* (D) *Bufo bufo,* (E) *Bufo calamita,* (F) *Hyla meridionalis,* (G) *Pelodytes punctatus y* (H) *Pelophylax perezi.*

Figure 1. (A) Map of the Iberian Peninsula with the localization of the area of study (red point), and pictures of the species: (B) *Salamandra salamandra,* (C) *Alytes obstetricans,* (D) *Bufo bufo,* (E) *Bufo calamita,* (F) *Hyla meridionalis,* (G) *Pelodytes punctatus and* (H) *Pelophylax perezi.*

A pesar de estas grandes diferencias paisajísticas los ambientes acuáticos utilizados por los anfibios para su reproducción son similares, predominando las charcas aisladas sin conexión mediante ramblas intermitentes o arroyos permanentes que abarcan todo el gradiente de permanencia: desde ambientes efímeros que se forman tras las precipitaciones, hasta grandes charcas permanentes, pasando por charcas temporales intermedias que retienen agua durante varios meses o estaciones. La comunidad de anfibios es la misma en ambas zonas y se encuentra formada por: un urodelo (*Salamandra salamandra*) y siete anuros (*Alytes obstetricans, Pelodytes punctatus, Pelobates cultripes, Bufo bufo, Bufo calamita, Hyla meridionalis* y *Pelophylax perezi*). En el presente estudio se incluyen todas las especies a excepción de *Pelobates cultripes*, especie muy escasa en la zona y por tanto con pocos valores con los cuales poder llevar a cabo análisis estadísticos.

Estudio de la segregación espacial

A lo largo de 2003 se controlaron mensualmente de manera sistemática 240 puntos de agua. En cada visita se estimó la abundancia relativa de larvas de anfibios y sus potenciales depredadores invertebrados mediante una serie de pases del salabre, técnica utilizada para capturar ambos tipos de organismos (Babbitt *et al.*, 2003). Se llevaron a cabo un mínimo de 5 pases de salabre por charca efímera o temporal, y 5-6 por microhábitat cuando las charcas presentaban una mayor complejidad estructural. Todos los puntos de agua fueron muestreadas siguiendo la misma metodología y aproximadamente en el mismo periodo de tiempo para evitar diferencias debidas a la fenología. Las charcas se visitaron cinco veces durante la primavera (primera quincena de marzo a mediados de julio) cuando su permanencia lo permitió. Las charcas efímeras o temporales de corta duración solo se pudieron muestrear los meses que mantuvieron agua, siendo el número de muestreos menor en la mayoría de éstos ambientes. Tras su identificación, se fotografiaban con una cuadrícula de referencia -con el objetivo de medir y cuantificar posteriormente el tamaño de las larvas en el ordenador-, contaban y finalmente se devolvían al medio. Los puntos de agua se clasificaron según su duración en función del número de meses consecutivos durante los cuales retenían agua, pudiendo así determinar la abundancia de los diferentes organismos a lo largo del gradiente de permanencia de las charcas. Las abundancias relativas (en función del esfuerzo de captura) se han correlacionado con la clasificación de las charcas en función de su permanencia mediante una correlación no paramétrica de Spearman. Entre los depredadores determinados, el grupo más abundante ha sido el de los heterópteros (predominando los notonéctidos), seguido de los odonatos anisópteros, odonatos zigópteros y finalmente del diferentes grupos de coleópteros acuáticos (Richter-Boix *et al.*, 2007). La abundancia de los mismos, estimada al igual que la abundancia de los renacuajos se ha comparado mediante un análisis de la varianza. En todos los análisis se han utilizado módulos del programa SAS v9.0.

Estudio de la segregación temporal

Durante un periodo de cinco años (1999-2003) se visitaron quincenalmente 98 charcas a lo largo de todo el año. En cada visita se llevó a cabo una búsqueda activa de puestas de las diferentes especies de anuros, contabilizando el número de las mismas y estimando su abundancia en función del esfuerzo empleado en cada punto (número de horas dedicado a la búsqueda de puestas). No se presentan datos para la fenología de *Salamandra salamandra*, ni datos del esfuerzo reproductivo de *Alytes* al ser difícil su cuantificación siguiendo la metodología empleada. El esfuerzo reproductor mensual de cada una de las especie restantes se correlacionó con cuatro variables ambientales que influyen en el momento de realizar las puestas (Salvador & Carrascal, 1990; Ossen & Wassersug, 2002): la temperatura media mensual, la precipitación acumulada, número de días de lluvia y la humedad atmosférica relativa; mediante un análisis de regresión múltiple tras la transformación logarítmica de las diferentes variables. El pico o picos reproductores (para aquellas especies en las cuales se detectó una estacionalidad bimodal), se estimó a partir de un análisis de Tendencia Central sensible a los ciclos estacionales (Edwards & Richardson, 2004). Para más detalles sobre la metodología y los análisis consultar Richter-Boix *et al.*, (2006a).

Estudio de la co-ocurrencia de especies

Se evaluó la existencia de segregación espacial y temporal de las especies, usando los datos de ausencia-presencia de larvas de las diferentes especies recopiladas en las 98 charcas que se siguieron mensualmente durante cuatro años (2000-2003), considerando que había co-ocurrencia cuando dos o más especies se detectaban en la misma charca el mismo día de muestreo. A partir de estos datos calculamos el valor C de Stone & Roberts (1990) para evaluar la segregación de las especies. El valor obtenido se comparó

mediante un "modelo nulo" al generar 10.000 matrices al azar con el programa EcoSim v7.6 (GOTELLI & ENTSMINGER, 2004). Cuando el valor observado es mayor al esperado por el azar se considera que la comunidad está estructurada por las interacciones y segregada en el espacio y/o el tiempo. Si por el contrario el valor entra dentro del margen de lo esperado por el azar, podemos considerar que no existe una segregación real de las especies.

RESULTADOS

Durante la campaña de 2003 se capturaron un total 768 larvas de *S. salamandra,* 2.649 de *A. obstetricans*, 2.880 de *P. punctatus*, 6.331 de *B. bufo*, 8.868 de *B. calamita*, 2.442 de *H. meridionalis*, 1.768 de *P. perezi*, así como 10.233 depredadores pequeños (long corporal < 15 mm) y 5.060 grandes depredadores (long corporal > 15 mm), que nos han permitido observar que las especies difieren en sus preferencias en función de la permanencia del ambiente (figura 2). *P. punctatus* y *B. calamita* muestran preferencia por ambientes efímeros y temporales ($r = -0.265$, $p < 0.05$ y $r = -0.394$, $p < 0.05$ respectivamente), mientras que *S. salamandra* ($r = 0.43$, $p < 0.05$), *B. bufo* ($r = 0.248$, $p < 0.05$) y *P. perezi* ($r = 0.347$, $p < 0.05$) por ambientes más permanentes. *A. obstetricans* e *H. meridionalis* no muestran preferencia por ninguno de los dos extremos del gradiente ($r = 0.104$, $p > 0.05$ y $r = 0.085$, $p > 0.05$ respectivamente), siendo la primera una especie ubicua con una gran distribución a lo largo del gradiente, y la segunda una especie con preferencia por los ambientes temporales de larga duración. También los depredadores se distribuyen a lo largo del gradiente, siendo los grandes depredadores más abundantes en los ambientes más estables ($r = 0.591$, $p < 0.05$) y los pequeños depredadores más abundantes en los ambientes más impredecibles ($r = -0.155$, $p < 0.05$). Esto origina que las especies de aguas permanentes están expuestas a un mayor riesgo de depredación que las de aguas temporales, observándose diferencias significativas entre ellas ($F_{6, 1673} = 24.24$; $p < 0.001$). Se aprecian dos grupos de organismos, uno formado por las especies de ambientes efímeros (*P. punctatus* y *B. calamita)* y otro por el resto más comunes en ambientes temporales y permanentes.

También se ha constatado una segregación temporal en el momento de la puesta, basándonos en el conteo de puestas. Se han observado dos estrategias diferentes.

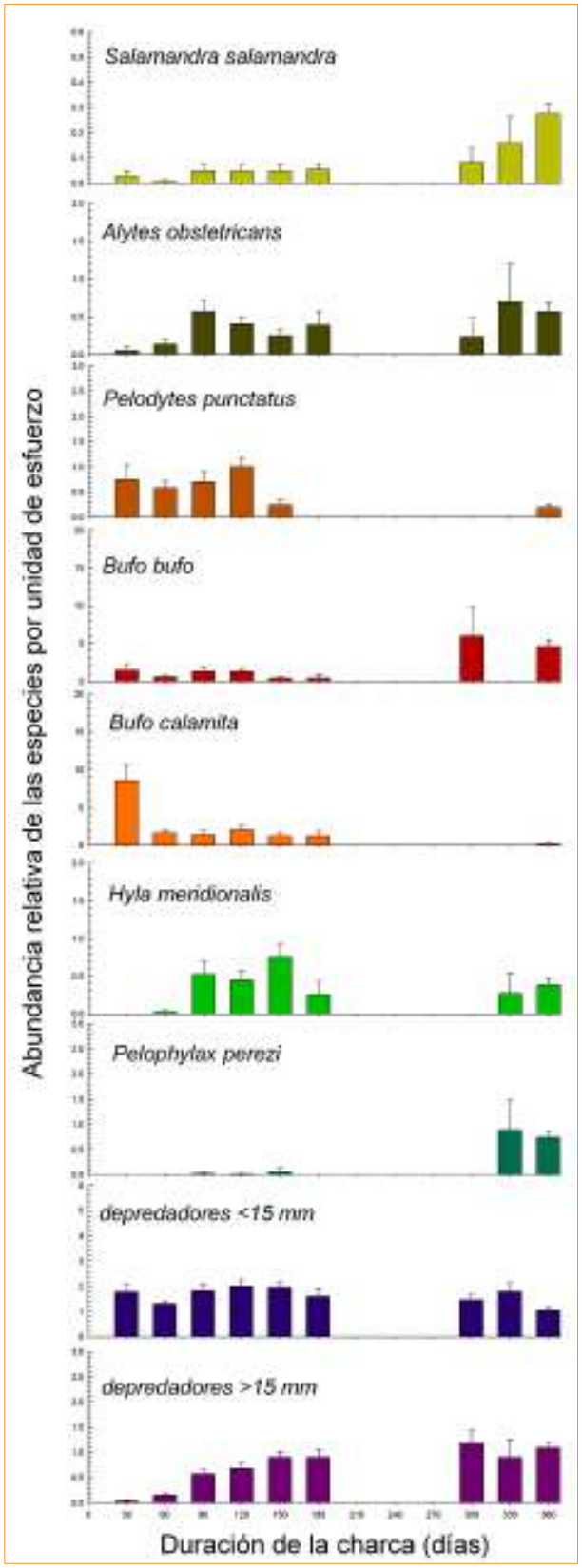


Figura 2. Abundancias relativas por unidad de esfuerzo (nº individuos/nº de pases de salabre y visitas) cada una de las especies de anfibios y los depredadores potenciales a lo largo del gradiente de permanencia.

Figure 2. Relative abundances based on catch per unit effort for each species and their potential predators across the permanency hydroperiod gradient.

Las especies de ambientes permanentes y por tanto más estables (*B. bufo* y *P. perezi*), generalmente concentran sus puestas en una época del año concreto, determinado en gran parte por la temperatura (temperaturas bajas en el caso de *B. bufo* indicando que la reproducción tiene lugar a finales de invierno, y valores positivos en el caso de *P. perezi* indicando que la mayor concentración de puestas tiene lugar a temperaturas elevadas a finales de primavera-principios de verano). Las especies de ambientes más temporales (*P. punctatus, B. calamita* y *H. meridionalis*) presentan dos picos reproductores (en primavera y otoño), generalmente vinculados con los periodos de mayor precipitación como confirma el análisis de regresión múltiple (tabla I; figura 3).

El análisis de co-ocurrencia sin embargo no ha detectado una segregación estadísticamente significativa entre las especies. Tan solo para el primer año de estudio las especies muestran un valor por encima de lo esperado al azar, sugiriendo cierto nivel de segregación (2000 [C-score = 184.1; P(obs>exp) = 0.0234]), sin embargo en los años sucesivos los valores indican que no existe una segregación aparente (2001 [C-score = 202.8; P(obs>exp) = 0.1287], 2002 [C-score = 238.3; P(obs>exp) = 0.1158], y 2003 [C-score = 191.1; P(obs>exp) = 0.2500]).

especies species	temperatura temperature	precipitación precipitation	días de precipitación days of precipitation	humedad relativa relative atmospheric humidity
Pelodytes punctatus	**-0.2977****	0.0123	0.2031	-0.0779
Bufo calamita	-0.0360	**0.3085****	**0.4848*****	0.1250
Bufo bufo	**-0.3567****	-0.0967	0.0220	0.0235
Hyla meridionalis	0.1239	0.1377	**0.2727***	-0.1399
Pelophylax perezi	**0.3354****	0.1993	0.0441	**-0.2280***

Tabla I: Resultados de las correlaciones no-paramétricas entre el esfuerzo reproductivo y los factores climáticos considerados: la temperatura media mensual, la precipitación acumulada, número de días de lluvia y la humedad atmosférica relativa. Los valores en negrita indican correlaciones estadísticamente significativas a p<0.05. * = p < 0.05; ** = p < 0.01; *** = p < 0.001.
Table I: Summary of the non-parametric correlation results of the reproductive effort with the climatic factors considered: monthly air temperature, monthly cumulative precipitation, monthly days of precipitation and relative atmospheric humidity. Bold type indicates correlations that are significant at p<0.05. * = p < 0.05; ** = p < 0.01; *** = p < 0.001.

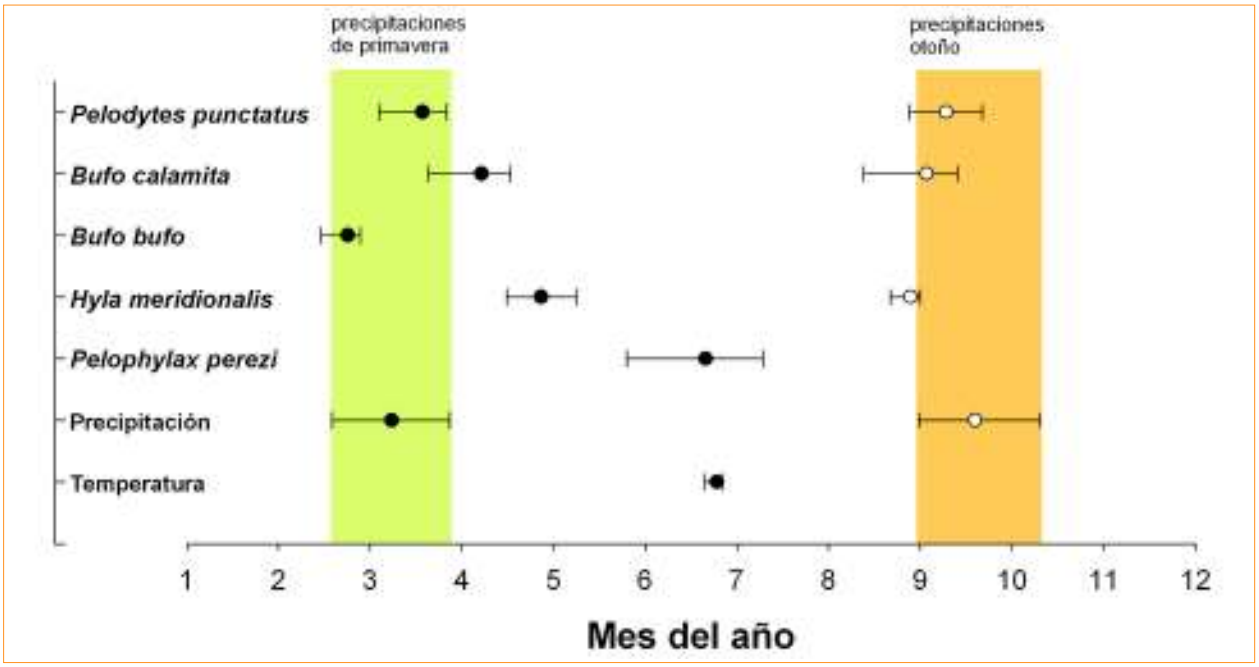


Figura 3 Media del pico estacional durante los cinco años de estudio para cada especie y para la precipitación acumulada y la temperatura. Las barras de errores se corresponden a los valores máximos y mínimos registrados. Los círculos negros corresponden a los valores de primavera, y los blancos a los de otoño. Las dos áreas de colores limitan los dos principales periodos de lluvia de primavera y otoño.

Figure 3. Mean of seasonal peak during the five years of study for each species and for cumulative precipitation and air temperature. Errors bars indicate maximum and minimum values. Black circle indicate spring season, and open circles autumn season. The two color areas indicate the range of the two rainfall periods in the area of study.

DISCUSIÓN

El presente trabajo evidencia que las especies de la comunidad estudiada se distribuyen de forma no uniforme a lo largo del gradiente de permanencia de los ambientes acuáticos, al igual que la comunidad de depredadores macroinvertebrados, tal y como sugiere el modelo de WELLBORN *et al*. (1996) y como ya se ha constatado en otra comunidad de anfibios (BABBITT *et al*., 2003). La correlación existente entre la permanencia de las aguas y la composición de la comunidad de los depredadores evidencia, que este grupo de organismos se ve afectado en gran parte por requisitos ecológicos similares a la de los anfibios, con pocos depredadores capaces de concluir su desarrollo larvario en los ambientes más temporales, y con una mayor riqueza de depredadores en los ambientes permanentes de mayor estabilidad y con mayor cantidad de recursos.

En conformidad con los conocimientos previos de las especies de anfibios (GARCÍA-PARÍS, 2004), se pueden diferenciar tres conjuntos de especies en función de su preferencia a lo largo del gradiente de permanencia de las charcas. En el extremo más impredecible, conformado por las charcas efímeras, encontramos a *P. punctatus* y *B. calamita*, especies que tienden a reproducirse en éstos ambientes con un elevado riesgo de desecación pero con la ventaja de presentar una reducida comunidad de depredadores y por tanto un bajo riesgo de depredación. En la zona intermedia del gradiente, tienden a reproducirse *A. obstetricans* e *H. meridionalis* en ambientes temporales de larga duración que les permiten completar unos periodos larvarios más largos que los de las especies de ambientes efímeros, pero que se exponen a un mayor riesgo de depredación, al presentar dichos ambientes una comunidad de grandes depredadores invertebrados bien constituida. Finalmente, encontramos el extremo del gradiente más estable constituido por ambientes de larga duración y ambientes permanentes, donde el riesgo de desecación del mismo es muy bajo teniendo lugar en años muy secos, pero no de manera anual, a *S. salamandra, B. bufo* y *P. perezi*.

También se ha detectado una segregación temporal en el momento de la reproducción. Se aprecian dos tipos de estrategias, una formada por *B. bufo* y *P. perezi*, especies con un período más o menos fijo y con unas poblaciones bastante sincronizadas en el momento de depositar las puestas, en las cuales la temperatura parece ser el principal factor de su actividad reproductiva (*B. bufo* a finales de invierno cuando empiezan a aumentar las temperaturas, y *P. perezi* a mediados de junio-julio en los meses más calurosos del año). Esta estrategia suele ser propia de especies de ambientes permanentes y estables, donde la calidad del medio acuático no depende de las precipitaciones (MORAND & JOLY, 1995). Las especies más propias de ambientes temporales y efímeros que dependen de las precipitaciones, y por tanto son menos predecibles de un año para otro en los ambientes mediterráneos, suelen seguir estrategias más oportunistas con unos periodos reproductivos mucho más plásticos que se puedan ajustar a los diferentes episodios de lluvias (SALVADOR & CARRASCAL, 1990; JACOB *et al*., 2003). Dentro de estos dos grandes grupos, existen dos sub-estrategias (OSSEN & WASSERSUG, 2002), la de las especies con un periodo reproductivo prolongado (*H. meridionalis y P. perezi*) propio de especies vinculadas a ambientes temporales o permanentes de larga duración, y las especies explosivas como *P. punctatus* y *B. calamita* con periodos reproductivos cortos y muy vinculados directamente con los picos de precipitación para aprovechar el momento en que los ambientes efímeros y más temporales se llenan de agua (RICHTER-BOIX *et al*., 2006a).

A pesar de las preferencias de las especies por una sección u otra del gradiente de permanencia del ambiente acuático y el riesgo de depredación asociado, o las diferencias fisiológicas que originan segregación temporal en el momento de reproducirse (RICHTER-BOIX *et al*., 2006a), la comunidad estudiada no puede considerarse como estructurada únicamente por las interacciones a escala local entre sus individuos, puesto que no existe una segregación real durante el desarrollo de la fase larvaria. El periodo prolongado durante la reproducción de varias especies, y la gran variabilidad del periodo larvario de muchas de ellas (RICHTER-BOIX *et al*., 2006b) da lugar al solapamiento durante su desarrollo en un mismo ambiente, no siendo suficientes las diferencias detectadas en el momento en que las diferentes especies realizan la puesta para evitar las interacciones a nivel larvario (Morin, 1987; MORIN *et al*., 1990; SREDL & COLLINS, 1991).

Probablemente esto puede deberse al oportunismo que demuestran muchas especies en la selección del tipo de hábitat para reproducirse (a pesar de las preferencias detectadas, casi todas las especies han sido localizadas a lo largo de todo el gradiente, que en parte puede deberse a la escasez de ambientes para escoger presentes en la zona de estudio) y del momento de hacerlo

(muchas especies ajustan el período reproductor en función de las precipitaciones dando como resultado o bien dos periodos bien diferenciados o bien una reproducción muy dilatada a lo largo de todo el año como sucede en *Alytes*).

En la fase larvaria, la plasticidad de las especies (MORAND *et al.*, 1997; RICHTER-BOIX *et al.*, 2006b) durante su desarrollo permite extender la fase de crecimiento cuando las condiciones son propicias, lo cual facilita el solapamiento entre larvas de diferentes especies, a pesar de las diferencias en el momento de la reproducción. Ello hace pensar que la comunidad se mantiene tanto por las diferencias interespecíficas a escala local (ej. facilidad para desarrollarse en charcas temporales, para evitar la depredación, etc.) como a nivel regional mediante continuos procesos de colonización y extinción (RICHTER-BOIX, 2006); tal y como predicen los modelos de meta-comunidades (LEIBOLD *et al.*, 2004). Las preferencias de las especies por los diferentes ambientes acuáticos para reproducirse (DONELLY & GUYER, 1994; MORAND & JOLY, 1995), las diferencias en el riesgo de depredación a lo largo del gradiente de permanencia (GUNZBURGER & TRAVIS, 2004) y la asincronía observada durante la reproducción (DÍAZ-PANIAGUA, 1988; SALVADOR & CARRASCAL, 1990; JACOB *et al.*, 2003) seguramente sean las claves que favorezcan una coexistencia dinámica de las especies entre años a pesar del solapamiento larvario observado.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su gratitud a todas aquellas personas que a lo largo de estos años nos han ayudado en el trabajo de campo, especialmente a: Santi Escarpín, Pere X. Albornà, Laura Pérez, Rafa López, Marc Franch y Núria Garriga. A M. Franch y P.X. Albornà por algunas de las imágenes. Agradecer también a Santi Llacuna y Francesc Llimona por permitirnos elaborar el trabajo en los parques de Garraf y Collserola respectivamente, así como al *Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya* por concedernos los permisos necesarios para trabajar. También deseamos extender nuestros agradecimientos a los revisores anónimos del manuscrito por sus comentarios y consejos.

BIBLIOGRAFÍA

BABBITT, K.J., J.B. MATTHEW & T.L. TARR. 2003. Patterns of larval amphibian distribution along a wetland hydroperiod gradient. *Canadian Journal of Zoology*, 81: 1539-1552.

EDWARDS, M. & A.J. RICHARDSON. 2004. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, 430: 881-884.

DÍAZ-PANIAGUA, C. 1988. Temporal segregation in larval amphibian communities in temporary ponds at a locality in SW Spain. *Amphibia-Reptilia*, 9: 15-26.

DONNELLY, M.A. & GUYER, C. 1994. Patterns of reproduction and habitat use in an assemblage of Neotropical Hylid frogs. *Oecologia*, 98: 291-302.

GARCÍA-PARÍS, M. 2004. Anura. In: *Amphibia, Lissamphibia*. García-París, M., Montori, A. & Herrero, P. Fauna Ibérica, vol. 24. (Ramos, M.A. et al. eds.): 275-480. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.

GOTELLI, N.J. & D.J. McCABE. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules model. *Ecology*, 83: 2091-2096.

GOTELLI, N.J. & G.L. ENTSMINGER. 2004. EcoSim: *Null models software for ecology*. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. *http://garyentsminger.com/ecosim/index.htm.*

GUNZBURGER, M.S. & TRAVIS, J. 2004. Evaluating predation pressure on green trrefrog larvae across a habitat gradient. *Oecologia*, 140: 422-429.

JACOB, C., POIZAT, G., VEITH, M., SEITZ, A. & CRIVELLI, A. 2003. Breeding phenology and larval distribution of amphibian in a Mediterranean pond network with unpredictable hydrology. *Hydrobiologia*, 499: 51-61.

LEIBOLD, M.A., M. HOLYOAK, N. MOUQUET *et al.* 2004. The metacommunity concept : a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7: 601-613.

MORAND, A. & JOLY, P. 1995. Habitat variability and space utilization by the amphibian communities of the French Upper-Rhone floodplain. *Hydrobiologia*, 300/301: 249-257.

MORAND, A., JOLY, P. & GROLET, O. 1997. Phenotypic variation in metamorphosis in five anuran species along a gradient of stream influence. *Académie des sciences, Sciencies de la vie,* 320: 645-652.

MORIN, P.J. 1987. Predation, breeding asynchrony, and the outcome of competition among treefrog tadpoles. *Ecology*, 68: 675-683.

MORIN, P.J., LAWLER, S.P. & JOHNSON, E.A. 1990. Ecology and breeding phenology of larval *Hyla andersonii*: the disadvantages of breeding late. *Ecology*, 71: 1590-1598.

OSSEN, K.L. & R.J. WASSERSUG. 2002. Environmental factors influencing calling in sympatric anurans. *Oecologia*, 133: 616-625.

RICHTER-BOIX, A. 2006. *Structure of an anuran community in a Mediterranean area*. Ph. D. thesis. Universitat de Barcelona. Barcelona. *http://tdcat.cesca.es/TDX-0420106-083313/index.html*

RICHTER-BOIX, A., LLORENTE, G.A. & MONTORI, A. 2006a. Breeding phenology of an amphibian community in a Mediterranean area. *Amphibia-Reptilia,* 27: 549-559.

RICHTER-BOIX, A., LLORENTE, G.A. & MONTORI, A. 2006b. A comparative analysis of the adaptive developmental plasticity hypothesis in six Mediterranean anuran species along a pond permanency gradient. *Evolutionary Ecology Research*, 8: 1139-1154.

RICHTER-BOIX, A., LLORENTE, G.A. & MONTORI, A. 2007. A comparative study of predator-induced phenotype in tadpoles across a pond permanency gradient. *Hydrobiologia* (in press: DOI: 10.1007/s10750-006-0475-7).

SALVADOR, A. & L.M. CARRASCAL. 1990. Reproductive phenology and temporal patterns of mate success in Mediterranean anurans. *Journal of Herpetology*, 24: 438-441.

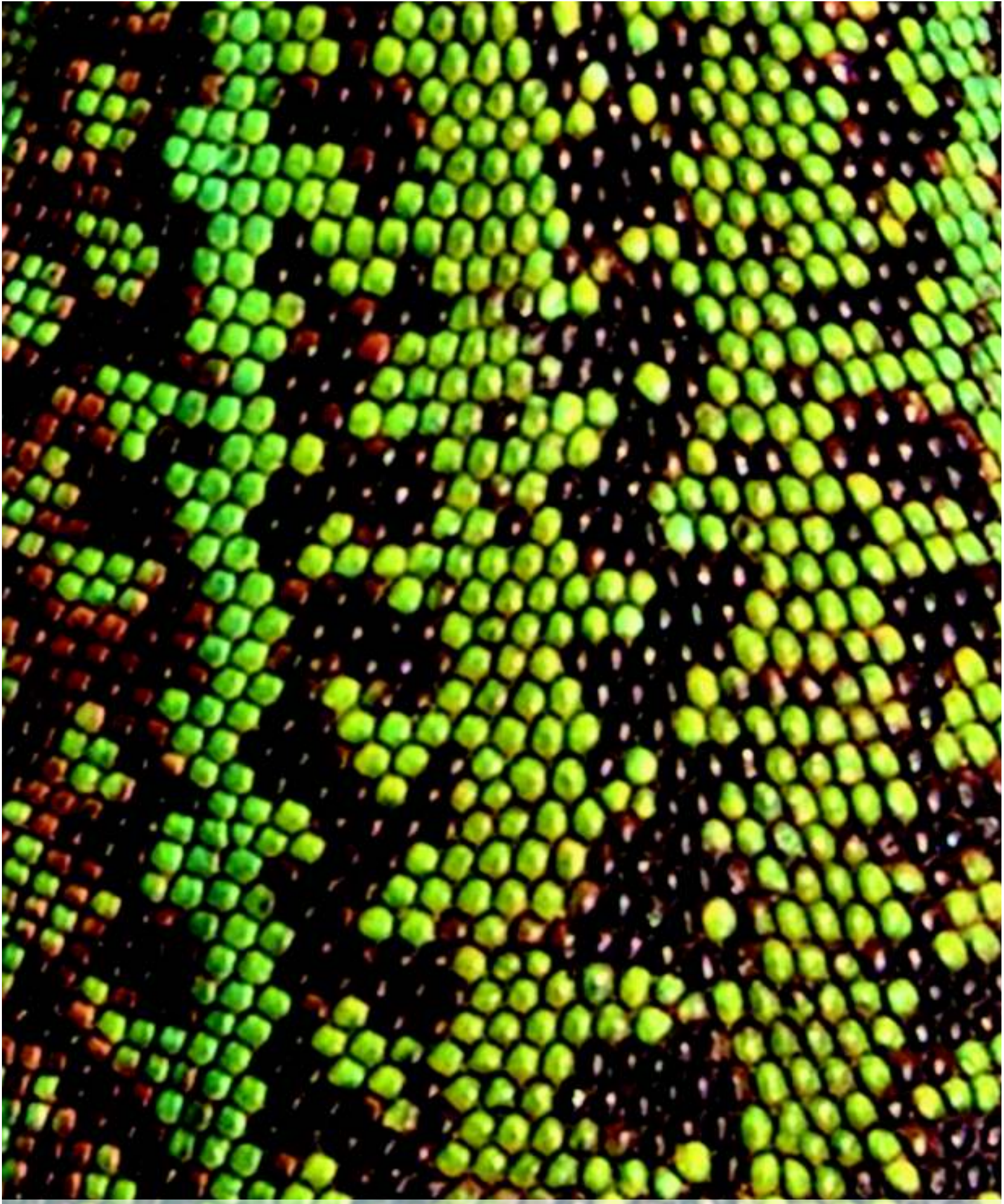
SREDL, M.J. & COLLINS, J.P. 1991. The effect of ontogeny on interspecific interactions in larval amphibians. *Ecology*, 72: 2232-2239.

STONE, L. & A. ROBERTS. 1990. The checkerboard score and species distribution. *Oecologia*, 85: 74-79.

WEIHER, J.A. & P. KEDDY. 1999. *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

WELLBORN, G.A., D.K. SKELLY, & E.E. WERNER. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27: 337-367.

Foto: Ariñe Crespo



Actualización herpetológica de la provincia de Jaén

Francisco Ceacero, Enrique García-Muñoz, Luís Pedrajas, Antonio Hidalgo & Francisco Guerrero

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	130-139	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Actualización herpetológica de la provincia de Jaén

Herpetological updating for Jaén province

Francisco Ceacero[1,2,3,*], Enrique García-Muñoz[1,4], Luís Pedrajas[1], Antonio Hidalgo[1,5] & Francisco Guerrero[4]

[1] Asociación Giennense de Herpetología. c/ Pintor Miró, 6, 23700 Linares, Jaén, España.
[2] Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos, IREC (CSIC, UCLM, JCCM), Campus Universitario s/n, 02071, Albacete, España.
[3] Sección de Recursos Cinegéticos, IDR, Universidad de Castilla-La Mancha, 02071, Albacete, España.
[4] Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Jaén. Campus de las Lagunillas s/n. 23071, Jaén, España.
[5] Laboratorio de Biogeografía, Diversidad y Conservación. Departamento de Biología Animal. Campus de Teatinos, s/n. Universidad de Málaga, E-29071, Málaga, España.
* francisco.ceacero@gmail.com; giennensedeherpetologia@gmail.com

RESUMEN

Se presenta la distribución actualizada de las 40 especies de anfibios y reptiles descritas en la provincia de Jaén en cuadrículas UTM 10x10. Se amplía la distribución de 35 de estas especies con 323 nuevos registros, 152 para anfibios y 171 para reptiles. Para todas las especies se comentan los principales problemas de conservación detectados.

PALABRAS CLAVE: Distribución, Anfibios, Reptiles, Jaén, España, Conservación.

ABSTRACT

The updated distribution of the 40 amphibians and reptiles species recorded in Jaén province is showed off in 10x10 UTM squares. Distribution of 35 of them is enlarged with 323 new records, 152 for amphibians and 171 for reptiles. Main conservation problems detected for every species are expounded.

KEY WORDS: Distribution, Amphibians, Reptiles, Jaén, Spain, Conservation.

LABURPENA

Jaén aldean deskribatutako 40 anfibio- eta narrasti-espezieen distribuzio gaurkotua aurkezten da UTM laukitan (10x10). Espezie hauen 35 distribuzio zabaldu dira 323 erregistro berrirekin, anfibioentzako 152 eta narrastientzako 171. Espezie guztientzat antzemandako kontserbazio-arazo nagusiak aipatzen dira.

GAKO HITZAK: Distribuzioa, anfibioak, narrastiak, Jaén, Espainia, kontserbazioa.

INTRODUCCIÓN

Los atlas de distribución de anfibios y reptiles son una herramienta en auge, por lo que numerosos atlas provinciales y regionales de distribución de anfibios y reptiles se han publicado recientemente en España (Ayllón *et al.*, 2003; Fernández-Cardenete *et al.*, 2000, entre otros) así como una primera edición del atlas nacional (Pleguezuelos *et al.*, 2002). La provincia de Jaén fue una de las primeras provincias que contó con un atlas provincial (Pleguezuelos & Moreno, 1990), atlas que actualizamos en el presente estudio con las citas recogidas en la bibliografía reciente (Carrasco *et al.*, 2002; Padial & Avila, 2000; Pleguezuelos *et al.*, 2002; Rubio & Vigal, 1988) y 323 nuevos registros.

La provincia de Jaén ocupa una extensión de 13.500 km^2, con un rango de altitud entre 230 y 2170 msnm. Geográficamente, se caracteriza por dos grandes depresiones fluviales (Guadalquivir y Guadiana Menor), fuertemente antropizadas y transformadas, rodeadas de importantes sierras (Sierras Béticas y Sierra Morena) con diferentes características e historia geológica. Herpetológicamente, esta situación facilita la presencia de elementos íbero-norteafricanos, endemismos béticos y endemismos de origen atlántico. Gracias a esto la provincia de Jaén acoge un total de 39 especies autóctonas, superando a las provincias limitrofes [Albacete 37 especies; Córdoba: 35; Ciudad Real: 35; Granada: 34 especies; media de Andalucía: 33,7; media de Castilla La Mancha: 32,2; Murcia: 30 (Pleguezuelos *et al.*, 2002)].

MATERIAL Y MÉTODOS

Se han considerado las 173 cuadrículas UTM 10x10 en las que se ubica la provincia de Jaén, aunque para muchas de las cuadrículas limítrofes el territorio correspondiente a Jaén sea muy escaso. Los datos que se presentan corresponden en su totalidad a observaciones en el medio natural recogidas durante el desarrollo de diversos proyectos paralelos realizados por la Asociación Giennense de Herpetología y la Universidad de Jaén entre 2000 y 2006, así como datos correspondientes a atropellos. En la mayoría de los casos se han utilizado dispositivos GPS para la localización exacta de las citas, mientras que para algunas se ha empleado la Planera Digital del Instituto de Cartografía de Andalucía. Los datos se han repre-

sentado en los mapas mediante cuadrículas amarillas para las citas bibliográficas y verdes para los nuevos registros (figuras 1 y 2). El orden sistemático seguido se basa en las recomendaciones de la Comisión de Taxonomía de la Asociación Herpetológica Española (2005), incorporando cambios taxonómicos posteriores (BUSACK *et al.*, 2006).

RESULTADOS

La provincia de Jaén cuenta con un nivel de prospección herpetológica bastante alto (PLEGUEZUELOS *et al.*, 2002), de forma que las 323 nuevas cuadriculas ocupadas tan sólo suponen un incremento del 12,6%. Biogeográficamente, el 53,6% (173 citas) corresponden a la comarca herpetológica "Depresión del Guadalquivir", definida por PLEGUEZUELOS & MORENO (1990); el 37,5% (121 citas) corresponden a la comarca "Sierra Morena", una de las regiones más ricas del territorio nacional (HONRUBIA *et al.*, 1998); mientras que tan sólo el 9,0% (29 citas) corresponden a la comarca "Sierras Béticas", sin duda la comarca con un mejor nivel de prospección. Estos porcentajes son bastante similares para anfibios y reptiles (53,3 y 53,5% respectivamente para la primera comarca; 37,5 y 37,5% para la segunda; 9,2 y 9,0% para la tercera; figuras 1 y 2). La figura 3 ofrece más información sobre las comarcas de Jaén.

A continuación se comenta la distribución de las 40 especies de la provincia. Junto a cada nombre se indica el porcentaje que los nuevos registros suponen respecto al total de cuadriculas ocupadas por la especie en la provincia.

Excepto *Coronella austriaca y Lacerta (Lacerta) schreiberi*, todas las especies presentes en la provincia han sido detectadas, así como la reproducción en libertad de una especie invasora (*Trachemys scripta elegans*). Los nuevos registros corresponden a 34 de estas especies, ya que no se han detectado nuevas poblaciones para *Lissotriton boscai, Discoglossus galganoi* ni *Algyroides marchi*.

Anfibios

Pleurodeles waltl (46,9%). 23 nuevas citas repartidas por toda la provincia. Cabe destacar las correspondientes a las Campiñas Norte y Sur, en plena campiña olivarera, donde la especie ha colonizado numerosas balsas artificiales utilizadas para el regadío del olivar. Sus poblaciones son frecuentes y abundantes aunque su distribución aún presenta numerosas lagunas.

Salamandra salamandra (5,5%). 3 nuevas citas para Sierra Morena pero ninguna para Cazorla y Segura, donde la distribución de la especie parece bien definida. *S. s. morenica* es la única subespecie que aparece en la provincia. No ha sido encontrada en las sierras del sur, aunque en algunas localidades varios pastores nos han comentado su presencia en tiempos no muy lejanos. Sería de gran interés la localización de alguna población relicta en estas zonas ya que se trataría de *S. s. longirostris*, especie amenazada tanto en los catálogos andaluz (FRANCO & RODRÍGUEZ DE LOS SANTOS, 2001) y nacional (PLEGUEZUELOS *et al.*, 2002) y que tampoco ha sido encontrada en las últimas prospecciones en la limítrofe provincia de Granada (FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.*, 2000; PLEGUEZUELOS & FERICHE, 2003). Estos datos sugieren un marcado declive de esta subespecie.

Lissotriton bosca (0%). Ninguna nueva cita para esta especie que parece estar en fuerte retroceso dentro de la provincia, ya que no ha sido detectada en zonas donde se conocía su presencia como el río Guarrizas y sus arroyos en el entorno del paraje de la Cascada de la Cimbarra (CEACERO *et al.*, 2006). Otras poblaciones parecen estar sufriendo un descenso progresivo en el número de efectivos (datos propios). No ha sido encontrado en la Sierra de Cazorla donde fue citado por PADIAL & AVILA (2000) en los alrededores del arroyo Gualay. En esta cita el topónimo no coincide con las coordenadas ofrecidas, por lo que no incluimos esta localización en el mapa de distribución de la especie (figura 1). Sin embargo, naturalistas de la zona nos han comentado su presencia en la cercana cuenca del Guadalentín, que recoge las aguas del arroyo citado.

Triturus pygmaeus (33,3%). 13 nuevas citas muy repartidas entre la Sierra de Segura, Sierra Morena y zonas de campiña del Valle del Guadalquivir. Destacan las citas correspondientes a los alrededores de la ciudad de Jaén y las de Sierra Mágina, donde se han encontrado varias poblaciones aunque muy localizadas. Futuros esfuerzos deberían centrarse en buscar poblaciones que comuniquen estos dos núcleos y el núcleo del sur de la provincia (zona de Alcalá la Real).

Alytes cisternasii (24,1%). 7 nuevas citas, principalmente en los márgenes de Sierra Morena. Estos datos amplían la distribución de la especie en su extremo suroriental. En estas zonas periféricas, más alteradas, las poblaciones son más puntuales que en el interior de la sierra.

Alytes dickhilleni (7,8%). 4 nuevas citas que amplían la distribución de esta especie en zonas marginales de las sierras donde aparece. La cita de la Sierra Sur ofrece una posible vía de comunicación entre los núcleos de Mágina y del sur de la provincia, aunque tan sólo se ha detectado una población y gravemente amenazada. Interesaría buscar poblaciones en este área. Por otro lado, las nuevas citas de ambos *Alytes* acercan hasta unos 25 km sus áreas de distribución, por lo que convendría incrementar el esfuerzo de muestreo en la posible zona de contacto (términos municipales de Montizón y Castellar).

Discoglossus jeanneae / D. galganoi. Debido a la dificultad para diferenciar morfológicamente estas especies, se ha optado por atribuir todas las observaciones *D. jeanneae* que es la especie que con mayor probabilidad ocupa esta zona de Sierra Morena (Real *et al.*, 2005). Las poblaciones del norte de Sierra Morena requerirían de un análisis genético para su diferenciación. Los 19 nuevos registros (23,5%) se reparten por todas las sierras de la provincia y la depresión del Guadalquivir. Sin embargo quedan aún importantes claros, tanto en el interior de zonas serranas como en las cuencas alta de las depresiones del Guadalquivir y Guadiana Menor. Se debe por ello considerar que la especie se encuentra aún inframuestreada.

Pelobates cultripes (34,4%). 11 nuevas citas repartidas desde la Sierra de Andújar hasta la Sierra de Segura. Destacan una primera cita en la Sierra de Cazorla y varias en la campiña olivarera próxima a Sierra Morena. Aunque muy dispersas, el estado de las poblaciones parece ser óptimo. Esta especie debe ser buscada en todo el sur de la provincia, pues aparece de forma dispersa por toda la limítrofe provincia de Granada.

Pelodytes ibericus (18,8%). 6 nuevas citas, muy importantes para la distribución de esta especie en la provincia ya que sus poblaciones en los últimos años parecen estar muy mermadas. Se han detectado algunas poblaciones asociadas a charcas temporales en los alrededores de Linares (Las Aguas y El Ardal) donde la mayoría de los adultos presentaban lesiones provocadas por cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*). No se descarta la presencia de la especie en más cuadrículas, especialmente en la zona más occidental de Sierra Morena.

Pelodytes punctatus (20,0%). 2 nuevas citas, una para Sierra Morena y otra en la Laguna de Orcera (Sierra de Segura) donde la especie aparece en simpatría con *P. ibericus* (confirmada mediante criterios morfológicos y sonoros).

Bufo bufo (12,7%). 13 nuevas citas repartidas por toda la provincia. Se completan lagunas en su distribución tanto en Sierra Morena como en el sur de la provincia. Así, es de esperar que los claros que aún quedan en estas zonas sean rellenados en los próximos años. No así en la Depresión del Guadalquivir, donde la especie es muy escasa. El estado de sus poblaciones parece no presentar amenazas serias.

Bufo calamita (22,2%). 26 nuevas citas para esta especie que no parece tener ningún factor limitante en la provincia, por lo que aún parece una especie inframuestreada con amplias posibilidades para ofrecer nuevos registros. Aunque sus poblaciones no parecen presentar problemas a nivel provincial hasta la fecha, el uso continuado y en cierta medida incontrolado de productos fitosanitarios en el cultivo del olivar (García-Muñoz *et al.*, en revisión), podría agravar la situación de la especie.

Hyla arborea (20,0%). Pleguezuelos & Moreno (1990) detectaron una pequeña población en La Carolina, que constituía la primera población conocida para Andalucía. Posteriormente se encontraron nuevas poblaciones en el margen occidental de la Sierra de Andújar. Aunque no hemos podido detectar ninguna población en este segundo núcleo, sí podemos confirmar la persistencia de la especie en el primero y la continuidad de su distribución hacia el este.

Hyla meridionalis (45,2%). 19 nuevas citas para esta especie, para la que hasta el momento Sierra Morena parecía el límite oriental para el núcleo suroccidental de la península ibérica. Nuestros datos rellenan parte de los claros en esta distribución y la amplían considerablemente hacia el este, aunque en la mayoría de los casos se trate de poblaciones aisladas pero con numerosos individuos. También hemos detectado por primera vez esta especie en el sur de la provincia.

Rana perezi (3,0%). 5 nuevas citas para esta especie generalista que se distribuye por toda la provincia. Con los nuevos datos tan sólo falta por aparecer en 4 cuadrículas de la Depresión del Guadalquivir, donde debería ser encontrada próximamente.

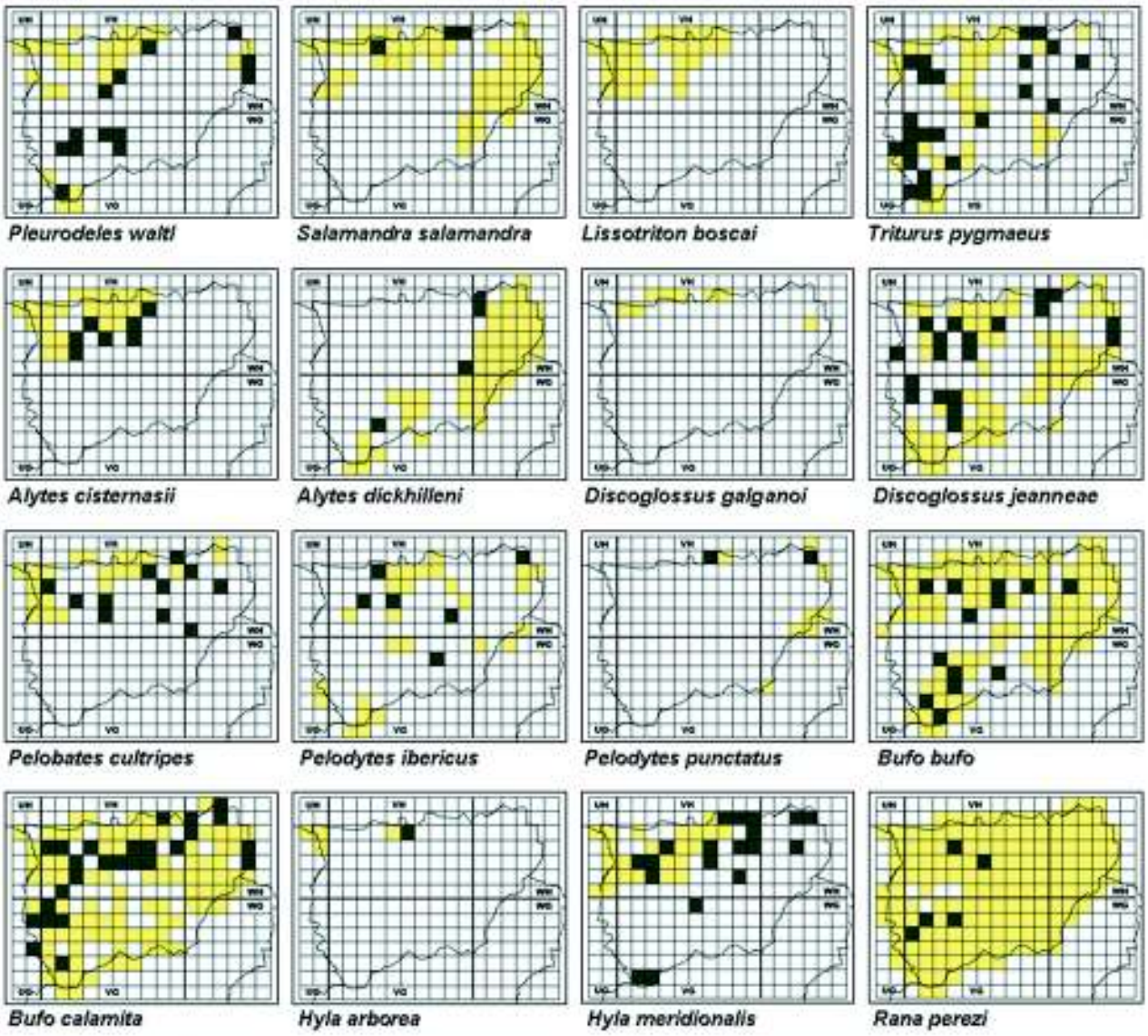


Figura 1. Mapas de distribución de los anfibios de Jaén (Citas bibliográficas; Nuevos registros)
Figure 1. Distribution maps of amphibians species from Jaén (Bibliografic records; New records).

Reptiles

Emys orbicularis (21.4%). 6 nuevas citas, 5 para Sierra Morena donde la especie es muy escasa, aunque los registros más orientales (río Guarrizas) presentan poblaciones abundantes. Se confirma su presencia en la Sierra de Cazorla y se amplia su distribución (WH10; río Borosa). Próximas prospecciones deberían buscarla en Cazorla y en el extremo oriental de Sierra Morena. Se han observado individuos con lesiones provocadas por cangrejo rojo americano (amputaciones en colas, tanto en juveniles como en adultos, en el río Guarrizas).

Mauremys leprosa (14.8%). 13 citas repartidas por toda la provincia. Destacan las 6 citas de la Sierra Sur de Jaén, en la que hasta la fecha aparecía un importante vacío. Es bastante abundante en toda la provincia y convive en sintopía con *E. orbicularis* en Sierra Morena. Próximos muestreos deberían ampliar aun más la distribución de esta especie en la provincia tanto en zonas de sierra como en la depresión del Guadalquivir.

Blanus cinereus (13.4%). 12 citas repartidas entre Sierra Morena (8) y Sierra Sur (4). Su presencia, aunque escasa, en la campiña olivarera hace prever una distribución ubicua en la provincia, con lo que los grandes vacíos en su distribución deberían rellenarse en próximos muestreos. Destaca el importante núcleo encontrado en Sierra Sur, donde la especie es muy frecuente.

Chalcides bedriagai (7.7%). Especie muy escasa y de hábitos discretos para la que cualquier cita es importante. Destaca la población de la Sierra de Andújar, que parece ser la más abundante y para la que se presenta un nuevo registro. También es de gran importancia la cita correspondiente a la Sierra Sur, ya que constituye la primera cita en la zona y establece un puente entre las poblaciones de Sierra Mágina, Sierras Subbéticas cordobesas y norte de Granada.

Chalcides striatus (23.3%). Al igual que su congenérica es una especie muy discreta, aunque bastante más frecuente y abundante. Los 10 nuevos registros se reparten entre Sierra Morena, Sierra Mágina y Sierra Sur. Todas estas nuevas poblaciones parecen bastante abundantes, especialmente las del sur de la provincia ligadas a cultivos herbáceos en las periferias de zonas montañosas. Deberían aparecer nuevas poblaciones en zonas similares.

Hemidactylus turcicus (16.7%). 6 citas nuevas, 2 ligadas a medios urbanos (Castillo de Locubín y Alcalá la Real) y 4 en zonas de monte mediterráneo de Sierra Morena y Sierra Sur. En todos los casos la especie se ha encontrado en simpatría con *T. mauritanica*, aunque siempre ocupando nichos diferentes.

Tarentola mauritanica (8.0%). 11 nuevas citas repartidas por toda la provincia. Todas ellas asociadas a medio urbano, aunque la especie es también relativamente frecuente en el medio natural. Las lagunas de distribución deben ser rellenados en su totalidad en futuros muestreos.

Acanthodactylus erithrurus (17.2%). 5 nuevos registros, 3 para Sierra Morena donde aparece en los arenales asociados a las antiguas minas de la zona de Linares. Las otras 2 corresponden a cultivos de cereal abandonados en los márgenes entre la Sierra Sur y la depresión del Guadalquivir. Aunque muy puntual, la especie es localmente abundante en todas las poblaciones localizadas.

Algyroides marchi (0%). No se ha localizado ninguna nueva población para esta especie. Las poblaciones encontradas se mantienen abundantes, principalmente en los alrededores de cursos de agua y fuentes. Algunos ejemplares han sido encontrados muy alejados del agua, siempre en cimas de montaña húmedas y con orientación norte.

Lacerta (Timon) lepida (4.8%). 7 nuevos registros repartidos por toda la provincia. Aún se observan algunos claros en su distribución en la depresión del Guadalquivir donde, aunque con poblaciones escasas, la especie también debe ser detectada. En las zonas montañosas las poblaciones son muy abundantes.

Lacerta (Lacerta) schreiberi (0%). Ninguna cita nueva. Tras sucesivos muestreos en las localidades citadas (Pleguezuelos & Moreno, 1990) y en zonas aledañas susceptibles de albergar a esta especie, no se ha detectado ningún ejemplar. Esto, junto con la ausencia de citas en los últimos 15 años, hace pensar que la población esté en grave peligro de extinción o incluso extinta.

Podarcis hispanica (7.0%). 8 nuevas citas para este controvertido complejo de especies (CTAHE, 2005). 4 citas en Sierra Morena y 4 en la Sierra Sur. Muy bien representada en zonas montañosas, aunque parece ausente o mantiene poblaciones escasas en hábitats naturales de las depresiones del Guadalquivir y del Guadiana Menor. Su presencia es habitual en medios urbanos, por lo que su área de distribución debería ampliarse en ambas depresiones.

Psammodromus jeanneae (4.7%). 6 nuevos registros repartidos por toda la provincia. Los datos obtenidos indican que, al menos en Mágina y Sierra Sur, aparece *P. jeanneae* (bandas parietales muy marcadas, línea vertebral negra y ocelos pequeños; Busack *et al.*, 2006). Más dudas plantean el resto de poblaciones, donde los registros fotográficos parecen indicar la presencia de *P. jeanneae* y *P. manuelae*. Junto con *L. lepida* parece ser el lacértido más difundido en la provincia, por lo que los aún importantes vacíos de distribución deberían rellenarse.

Psammodromus hispanicus (17.6%). 9 nuevos registros para esta discreta especie. 6 corresponden a Sierra Morena y 3 a la Sierra Sur. Especie muy localizada y con poblaciones muy reducidas. Parece ausente de la depresión del Guadalquivir. En las zonas serranas con mayor cobertura vegetal pueden encontrarse pequeñas poblaciones en claros, por lo que más citas deberían aparecer en estas zonas, especialmente en Sierra Mágina, donde aún no se ha encontrado.

Hemorrhois hippocrepis (15.2%). 12 nuevas citas entre las que destacan las 8 de Sierra Morena. El resto se reparten por toda la provincia.

A pesar del importante número de citas presentadas y de ser una especie bien repartida por toda la provincia, año tras año se aprecia un descenso en el número de ejemplares detectados. Esto sugiere que la especie se halla en declive en esta zona. Aún así, la especie parece bien conocida por la población, por lo que nuevas citas deberían aparecer.

Coronella girondica (4.2%). Tan sólo 2 citas nuevas para esta discreta especie, ambas para Sierra Morena. Ha sido encontrada también en las Sierras de Cazorla y Segura, pero no en las Sierras del sur de la provincia. Se encuentra siempre ligada a medios forestales, aunque con densidades bajas. Deberían encontrarse nuevas poblaciones en el occidente de Sierra Morena y en la Sierra de Segura.

Coronella austriaca (0%). No se ha encontrado esta especie en la provincia, ni en la zona ya conocida en el Alto Guadalentín (RUBIO & VIGAL, 1988) ni en otras zonas susceptibles de albergarla, como el resto de la Sierra de Cazorla o Sierra Mágina. Sería interesante buscarla en las zonas más altas de la provincia en Sierra Mágina, lo que supondría un importante punto intermedio entre las poblaciones de Cazorla y Sierra Nevada.

Rinechis scalaris (10.2%). 13 nuevas citas correspondientes en su mayoría a la depresión del Guadalquivir. Ha sido localizada en todo tipo de hábitats, por lo que es de suponer que debe ocupar toda la provincia y que las lagunas de distribución se deban a falta de muestreo.

Malpolon monspessulanus (9.7%). 12 nuevas citas, la mayoría de ellas para Sierra Morena. Destacan también dos citas para la depresión del Guadiana Menor. Debería ser encontrada en el total de las cuadriculas de la provincia.

Macroprotodon brevis (16.7%). 8 nuevas citas. Destacan 2 citas en plena campiña olivarera y muy cercanas a núcleos habitados (Arjona y Bailén). Destacan también 5 citas para la Sierra Sur, donde la especie había sido citada tan sólo en dos puntos. Sigue sin ser encontrada en Mágina y en gran parte de Segura. Debería ser buscada intensamente en estas zonas, especialmente en Mágina, donde existen importantes poblaciones de *B. cinereus, P. jeanneae* y *C. striatus*, que constituyen sus principales presas en la Península Ibérica (PLEGUEZUELOS *et al.*, 1994).

Natrix maura (8.2%). 11 nuevos registros que completan la distribución de la especie en Sierra Morena. Se aportan algunos datos más para la depresión del Guadalquivir. Los vacíos deberían ser completados, aunque quizás queden lagunas reales en las zonas más secas del oeste de la provincia y en la depresión del Guadalquivir.

Natrix natrix (32.4%). 11 nuevas citas, lo que supone un importante incremento para esta escasa especie en el sur peninsular. Repartidas entre Sierra Morena (6), Sierra Sur (3) y Sierra de Segura (1). Aunque muy localizada, la especie es más escasa en Cazorla y Segura, donde sólo se han encontrado ejemplares aislados, que en el resto de la provincia, donde los contactos son frecuentes. En la Sierra Sur es más frecuente en embalses y charcas naturales y artificiales, donde convive con *N. maura*, que en cursos de agua. Las mejores poblaciones se han encontrado en el extremo oriental de Sierra Morena, especialmente en el río Guarrizas. Nuevas poblaciones deberían aparecer en esta zona. Tampoco se descarta la aparición de pequeñas poblaciones en cualquier otro punto montañoso de la provincia.

Vipera latasti (8.3%). A pesar del importante número de citas por todas las sierras de la provincia, es una de las especies más escasas en toda su área de distribución. Se presentan 4 nuevas citas, entre las que destacan las 2 citas de la Sierra Sur y la de Bailén (Dehesa Burguillos), ya que están aisladas del resto de poblaciones conocidas.

Especies alóctonas

Tres especies exóticas han sido detectadas en libertad: *Iguana iguana* y *Anolis carolinensis* han aparecido de forma puntual (un ejemplar en VH28 y WH11, respectivamente), mientras que para *Trachemys scripta*, se han detectado poblaciones con numerosos ejemplares y reproducción en libertad.

Trachemys scripta elegans (75.0%). Ya citada en la provincia (PLEGUEZUELOS *et al.*, 2002). Todas las citas corresponden a individuos adultos excepto en VG36, donde se han encontrado tanto adultos como juveniles. En el resto de las citas no es posible confirmar la reproducción de la especie, aunque es bastante probable. Todas estas poblaciones se sitúan en los alrededores de los principales núcleos de población: Jaén (río Jaén y embalse del Quiebrajano) y Linares (balsas de minas abandonadas)

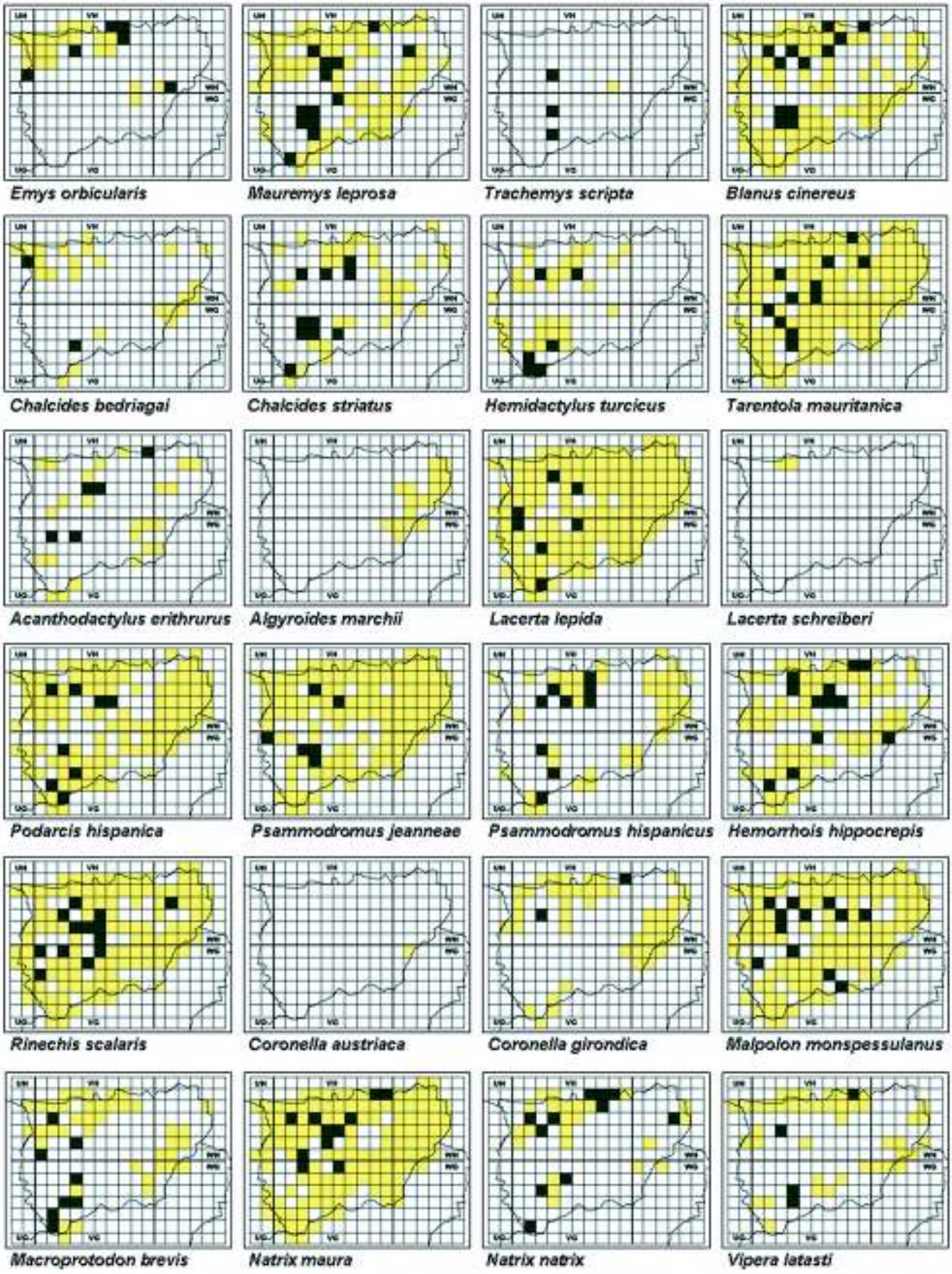


Figura 2. Mapas de distribución de los reptiles de Jaén (■Citas bibliográficas; ■Nuevos registros)
Figure 2. Distribution maps of reptiles species from Jaén (■Bibliografic records; ■New records).

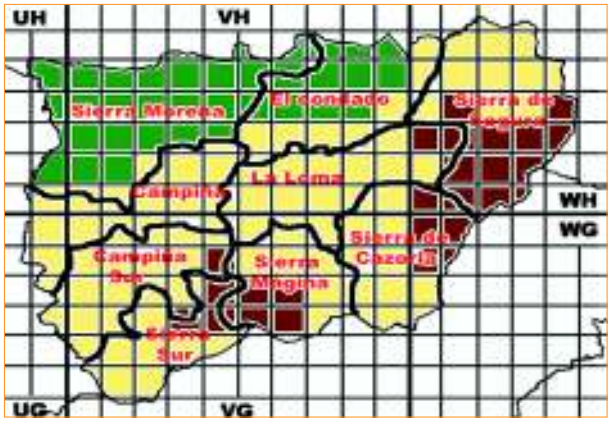


Figura 3. Comarcas administrativas de la provincia de Jaén. En colores, comarcas herpetológicas (Pleguezuelos & Moreno, 1990): ■ Sierra Morena; ■ Sierras Béticas; ■ Depresión del Guadalquivir.

Figure 3. Administrative regions of Jaén province. In colours, herpetological regions (Pleguezuelos & Moreno 1990): ■ Sierra Morena; ■ Sierras Béticas; ■ Depresión del Guadalquivir.

DISCUSIÓN

Se ha realizado un trabajo necesario para actualizar la situación de las poblaciones de anfibios y reptiles en la provincia de Jaén, que cuenta ahora con un total de 2555 citas. Los resultados son especialmente importantes para *P. waltl, T. pygmaeus, P. cultripes, H. meridionalis* y *N. natrix*, para las que los nuevos registros suponen más del 30% de las cuadriculas conocidas. La mayoría de las citas pertenecen a la depresión del Guadalquivir (173 citas, 53,6%), lo que hace de este trabajo una importante herramienta para la gestión y conservación de estos espacios fuertemente antropizados.

Los anfibios parecen estar en peor estado de conservación, tanto a nivel global (Blaustein *et al.*, 2003) como provincial. La principal amenaza radica en el monocultivo del olivar, que ocupa alrededor del 50% de la provincia (unas 600.000 has) y provoca la destrucción de humedales (Ortega *et al.*, 2003; Guerrero *et al.*, 2006) y la contaminación de zonas húmedas por agroquímicos (Houlahan & Findlay, 2003; García-Muñoz *et al.*, enviado). También las especies alóctonas parecen estar afectando, especialmente el cangrejo rojo americano que parece estar afectando a poblaciones de *P. punctatus* (alrededores de Linares) y *L. boscai* (Aldeaquemada; Ceacero *et al.*, 2006) y podría afectar a otras especies (Cruz & Rebelo, 2005). El desarrollo urbanístico y la insuficiente aplicación de las leyes de protección del medio natural son la principal amenaza a nivel local. Recientemente, este es el motivo de la desaparición o el grave deterioro de varias zonas cercanas a los principales núcleos de población con gran diversidad herpetológica, como Las Lagunillas o Jabalcuz en Jaén, El Ardal o Tobaruela en Linares o varias charcas temporales en los alrededores de Alcalá la Real. Otras amenazas detectadas coinciden con las descritas en regiones limítrofes (Ayllón *et al.*, 2005; Fernández-Cardenete *et al.*, 2000). Los atropellos afectan sobre todo a *M. monspessulanus* y *R. scalaris* (27 y el 25% de las observaciones, respectivamente) de forma generalizada por toda la provincia. Los anuros, especialmente del género *Bufo*, sufren también importantes mortalidades por este hecho, aunque de forma más localizada. La desertificación, el efecto borde de distribución para algunas especies, prácticas agrícolas y selvícolas inadecuadas, capturas de algunas especies (especialmente Quelonios en toda Sierra Morena), persecución de otras (Gecónidos, Bufónidos y Ofidios) y trampas accidentales (Pedrajas *et al.*, 2006) son otras de las amenazas detectadas.

Afortunadamente el otro 50% de la provincia corresponde a terreno montañoso, tanto espacios protegidos o como terrenos dedicados a la explotación forestal o ganadera (dehesas), lo que favorece la persistencia de numerosas especies e importantes poblaciones (Martín & López, 2005). De esta forma, la supervivencia de la mayoría de las especies en la provincia parece garantizada a largo plazo. *H. arborea, L. schreiberi* y *C. austriaca*, por su condición de poblaciones aisladas y con efectivos muy escasos, deben considerarse las más amenazadas. *L. boscai, H. hippocrepis* y *P. punctatus* parecen ser las que pierden poblaciones y efectivos a mayor velocidad.

BIBLIOGRAFÍA

AYLLÓN, E., BUSTAMANTE, P., CABRERA, F., FLOX, L., GALINDO, A.J., GONSALVES, R.U., HERNÁNDEZ, J.M., MORALES, M., TORRALVO, C. & ZAMORA, F. 2003. Atlas provisional de distribución de los anfibios y reptiles de la provincia de Ciudad Real (Castilla-La Mancha, España). *Zoologica Baetica*, 13/14:155-202.

AYLLÓN, E., BUSTAMANTE, P., CABRERA, F., FLOX, L., GALINDO, A.J., GONSALVES, R.U., HERNÁNDEZ, J.M., MORALES, M., TORRALVO, C. & ZAMORA, F. 2005. Problemas de conservación de anfibios y reptiles en la provincia de Ciudad Real. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 15 (2): 112-119.

BLAUSTEIN, A.R., ROMANSIC, J.M., KIESECKER, J.M. & HATCH A.C. 2003. Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, 9:123-140.

BUSACK, S.D., SALVADOR, A. & LAWSON, R. 2006. Two new species in the genus Psammodromus (Reptilia: Lacertidae) from the Iberian Peninsula. *Annals of Carnegie Museum*, 75 (1): 1-10.

CARRASCO, C., AZORIT, C., CARRASCO, A., CARRASCO, D. & MUÑOZ-COBO, J. 2002. Distribución del galápago europeo (*Emys orbicularis* Linnaeus, 1758) en Sierra Morena Oriental. *Anales de Biología*, 24: 217.

CEACERO, F., CLAVIJO, J.M., OLMEDO, M.I., GARCÍA-MUÑOZ, E. & PEDRAJAS, L. 2006. Herpetofauna del Paraje Natural Cascada de la Cimbarra (Sierra Morena, Jaén). Cartografía y conservación. *IX Congreso Luso-Español de Herpetología*. San Sebastián, 138-139.

COMISIÓN DE TAXOMONÍA DE LA ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA. 2005. *Lista patrón actualizada de la herpetofauna española: Conclusiones de nomenclatura y taxonomía para las especies de anfibios y reptiles de España*. AHE. Barcelona. 46 pp.

CRUZ, M.J. & REBELO, R. 2005. Vulnerability of Southwest Iberian amphibians to an introduced crayfish, *Procambarus clarkii. Amphibia-Reptilia* 26: 293-303.

FERNÁNDEZ-CARDENETE, J.R., LUZÓN-ORTEGA, J.M., PÉREZ-CONTRERAS, J. & TIERNO DE FIGUEROA, J.M. 2000. Revisión de la distribución y conservación de los anfibios y reptiles en la provincia de Granada. *Zoologica Baetica*, 11: 77-104.

FRANCO, A. & RODRÍGUEZ DE LOS SANTOS, M. 2001. *Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Junta de Andalucía. Sevilla. 336 pp.

GARCÍA-MUÑOZ, E., GUERRERO, F. & PARRA, G. en revision. Letal and subletal effects in *Bufo calamita* embryos and larvae alter copper sulphate exposure: consequences in recruitment. *Journal of Herpetology*.

GUERRERO, F., PARRA, G., JIMENEZ-GOMEZ, F., SALAZAR, C., JIMENEZ-MELERO, R., GALOTTI, A., GARCÍA-MUÑOZ, E., LENDINEZ, M.L. & ORTEGA, F. 2006. Ecological studies in Alto Guadalquivir wetlands: a first step towards the application of conservation plans. *Limnetica*, 25(1-2): 95-106.

HOULAHAN, J. E. & FINDLAY, S. 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 1078-1094.

HONRUBIA, S., PLEGUEZUELOS, J.M. & MORENO, M. 1998. Sierra Morena Oriental. In: *Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. Santos, X., Carretero, M.A., Llorente, G.A. & Montorí, A. (Coords.): 48-51. ICONA.

MARTIN, J. & LÓPEZ, P. 2002. The effect of Mediterranean dehesa management on lizard distribution and conservation. *Biological Conservation,* 108: 213-219.

ORTEGA, F., PARRA, G. & GUERRERO, F. 2003. Los humedales del Alto Guadalquivir: inventario, tipologías y estado de conservación. In: *Ecología, manejo y conservación de los humedales.* M. Paracuellos (Ed.): 113-123. Instituto de Estudios Almerienses. Almería.

PADIAL, J.M & AVILA, E. 2000. *Triturus boscai* (Tritón ibérico) en la Sierra de Cazorla (provincia de Jaén). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 11 (2): 65.

PEDRAJAS, L., CEACERO, F., VILLODRE, A. & RODRÍGUEZ, M. 2006. Trampeo pasivo originado por una alberca abandonada sobre las poblaciones de anfibios y reptiles en Sierra Morena Oriental (Santa Elena, Jaén, España). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 17 (2): 113-115.

PLEGUEZUELOS J.M. & FERICHE, M. 2003. *Anfibios y Reptiles*. Diputación de Granada. Granada. 187 pp.

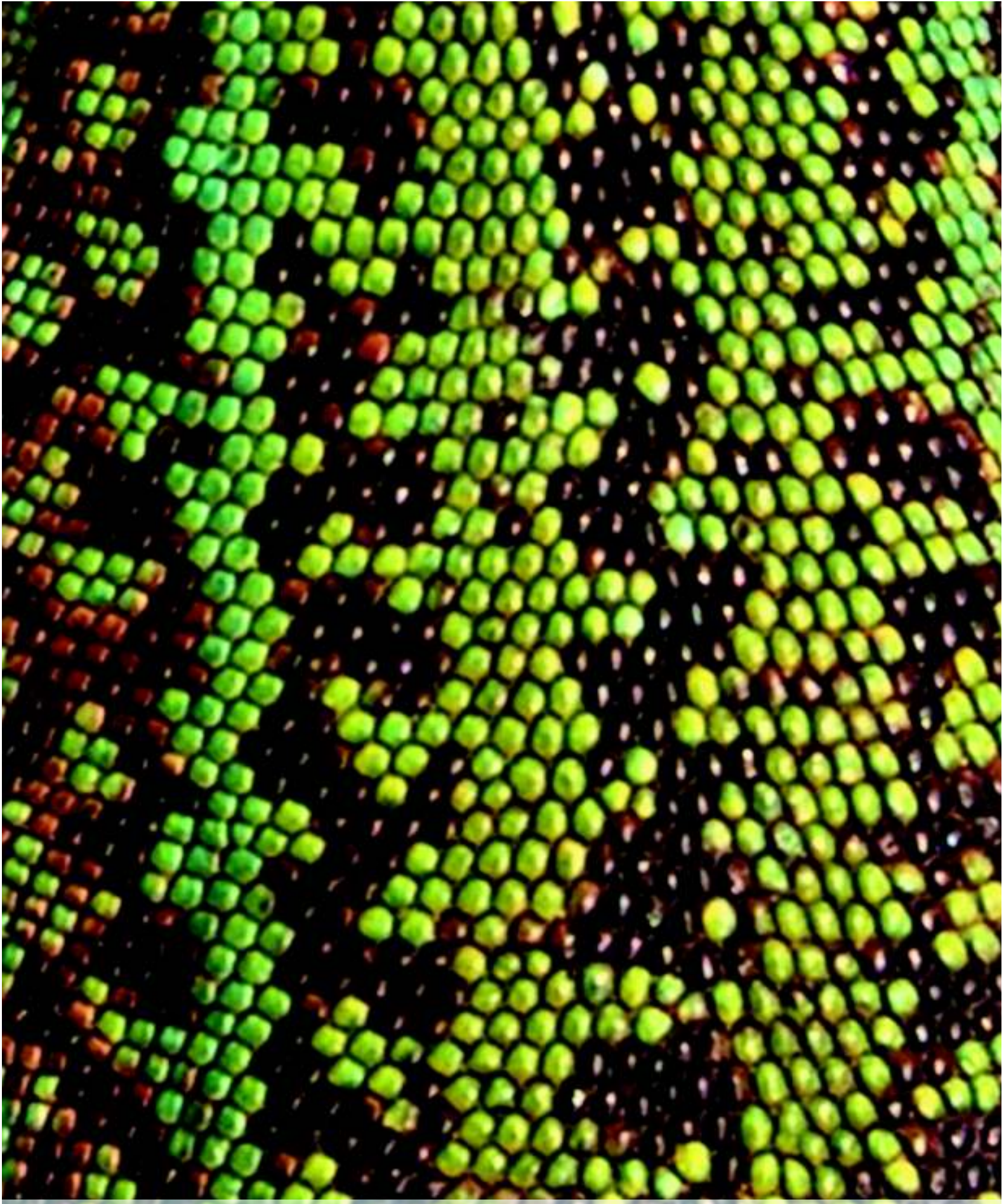
PLEGUEZUELOS, J.M. & MORENO, M. 1990. *Atlas herpetológico de la provincia de Jaén*. Agencia de Medio Ambiente. Sevilla. 75 pp.

PLEGUEZUELOS, J. M., HONRUBIA, S., CASTILLO, S. 1994. Diet of the False Smooth Snake, *Macroprotodon cucullatus* (Serpentes, Colubridae) in the Western Mediteranean area. *Herpetological Journal*, 4: 98-105.

PLEGUEZUELOS, J.M., MARQUEZ, R. & LIZANA, M. (eds.). 2002. *Atlas y libro rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. DGCN-AHE (2ª impresión). Madrid. 578 pp.

REAL, R., BARBOSA, A.M., MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARÍS, M. 2005. Distinguishing the distributions of two cryptic frogs (Anura: Discoglossidae) using molecular data and enviromental modeling. *Canadian Journal of Zoology*, 83: 536-545.

RUBIO, J.L. & VIGAL, C.R. 1988. Primeras citas de *Coronella austriaca* en las provincias de Jaén y Albacete. *Revista Española de Herpetología*, 3(1): 143-144.



Aproximación a la corología, autoecología y estado de conservación de las subpoblaciones de *Salamandra algira* en Marruecos

Francisco Javier Martínez-Medina

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	140-147	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Aproximación a la corología, autoecología y estado de conservación de las subpoblaciones de *Salamandra algira* en Marruecos

An approach to the corology, ecology and status of conservation of *Salamandra algira* in Morocco

Francisco Javier Martínez-Medina
Instituto de Estudios Ceutíes, Paseo del Revellín, 30, 51080, Ceuta
FJMartinez@ceuta.es

RESUMEN

Se presentan los resultados preliminares del estudio de las subpoblaciones de *Salamandra algira* en Marruecos. Se describen diversos aspectos de la corología y ecología de las mismas, en base a los cuales pueden ser definidas. Se analiza la problemática y estado de conservación para cada subpoblación, proponiéndose diversas medidas específicas.

PALABRAS CLAVE: *Salamandra algira*, Marruecos, corología, ecología, conservación.

ABSTRACT

The preliminary results of the study of the different subpopulations from *Salamandra algira* in Morocco are presented. Some aspects of their corology and ecology are described, on the basis of which they can be defined. A treatment of problems and conservation state is made for each subpopulation, having seted out diverse specific measures.

KEY WORDS: *Salamandra algira*, Morocco, corology, ecology, conservation.

LABURPENA

Marokoko *Salamandra algira* azpipopulazioei buruzko azterketaren aldez aurretiko emaitzak aurkezten dira. Beraien korologiari eta ekologiari dagozkien hainbat alderdi deskribatzen dira, horietan oinarriturik zehaztu egin daitezke eta. Azpipopulazio bakoitzaren arazoak eta egoera aztertzen dira, hainbat neurri espezifiko proposatzeaz batera.

GAKO-HITZAK: *Salamandra algira*, Maroko, korologia, ekologia, kontserbazioa.

INTRODUCCIÓN

Salamandra algira es una especie de distribución exclusivamente norteafricana, confinada al borde septentrional del Magreb: Ciudad de Ceuta, Marruecos, Argelia y Túnez (Bons, 1967; Thorn, 1968; Bons & Geniez, 1996; Salvador, 1996; Schleich *et al.*, 1996; Martínez-Medina *et al.*, 1997). En Marruecos fue citada por primera vez en la región de Beni Ider, al oeste de Xauen (Boulenger, 1891). Posteriormente ha sido registrada de forma muy esporádica, en diversas localidades del Rif y del Medio Atlas Oriental (Galán, 1931; De Lépiney & Nemeth, 1947; Aellen, 1951; Pasteur & Bons, 1959; Bons, 1967; Dordá & Dordá, 1984; Mellado & Mateo, 1992; Geniez & Soto, 1994) y en la región nororiental del país, en el macizo de los Beni Snassen (Melhaoui & Chavanon, 1989; Escoriza *et al.*, 2006). Además ha sido encontrada en su extremo más septentrional, en la Ciudad de Ceuta (Martínez-Medina *et al.*, 1997), confirmando un supuesto anterior (Mateo, 1991), y en varias localidades de la Península Tingitana (Martínez-Medina & Mohamed-Aisa, 1997; Bogaerts & Donaire, 2000; Martínez-Medina, 2001; Donaire & Bogaerts, 2003).

De acuerdo con la información corológica actualmente disponible (Bons & Geniez, 1996; ver referencias citadas anteriormente), el área de distribución de *S. algira* en Marruecos parece estar integrada por cuatro subáreas, posiblemente aisladas entre sí: triángulo Ceuta-Tetuán-Tánger, al norte de Río Martil; sector occidental y central de la cordillera rifeña propiamente dicha, entre Tetuán y Targuist; región oriental del Atlas Medio, al sur del corredor de Taza; y, aislada de esta última por la cuenca del Muluya, la existente en los Beni Snassen (figura 1).

En Marruecos, y posiblemente en el resto del Magreb, este anfibio parece restringido a los macizos montañosos más húmedos. Es por ello que *Salamandra algira* se ha considerado un anfibio de marcado carácter higrófilo y montano, que sólo ocuparía las áreas montañosas forestadas y muy húmedas de la mitad norte de este país, normalmente con pluviometrías mayores de 800 mm de media anual (Bons, 1967, 1973; Bons & Geniez, 1996).

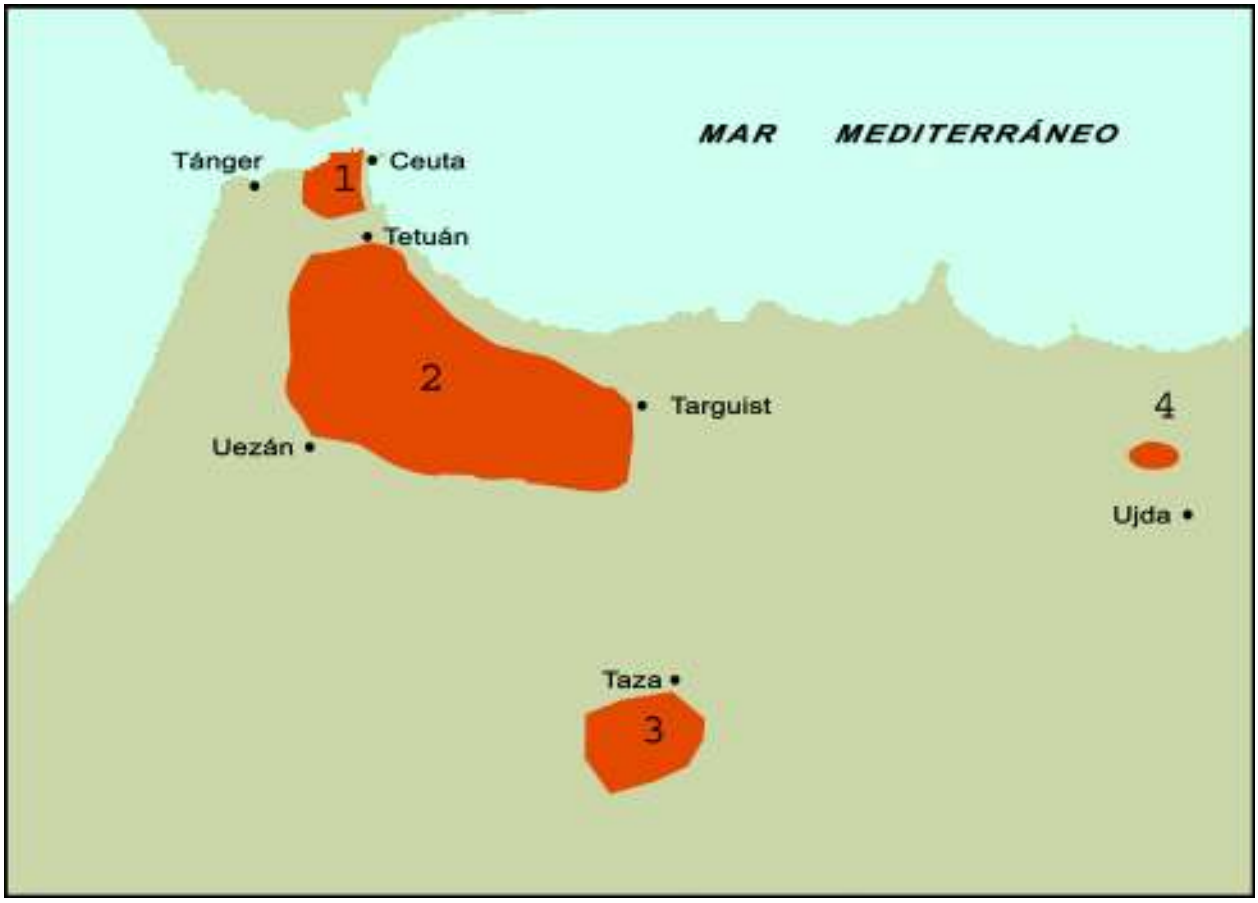


Figura 1. Localización de las subpoblaciones de *Salamandra algira* en Marruecos. 1: Península Tingitana; 2: Rif Occidental y Central; 3: Medio Atlas Oriental; 4: Beni Snassen.

Figure 1. Location of the subpopulations of *Salamandra algira* in Morocco. 1: Tingitana Peninsula; 2: Western and Central Rif; 3: Eastern Middle Atlas; 4: Beni Snassen.

No obstante, también ha sido registrada en localidades con altitudes menores de 700 msnm (Martínez-Medina *et al.*, 1997; Martínez-Medina & Mohamed-Aisa, 1997; Bogaerts & Donaire, 2000; Martínez-Medina, 2001; Donaire & Bogaerts, 2003), desvinculándola de los grandes relieves montañosos marroquíes. En el ámbito geográfico marroquí, su distribución altitudinal se encuentra entre los 80 m.s.n.m. (Ceuta; Martínez-Medina *et al.*, 1997) y los 2010 m.s.n.m. (Taffert, Medio Atlas Oriental; Bons & Geniez, 1996). Estas localidades excluidas de los grandes relieves y con elevada humedad ambiental, sugieren que es una especie higrófila, más que de carácter exclusivamente montano.

Los datos referentes a la biología y ecología de esta especie son muy escasos y proceden fundamentalmente de observaciones esporádicas y dispersas aparecidas en trabajos genéricos o de índole exclusivamente corológica. De forma general, se ha descrito un patrón de actividad diaria como nocturno, aunque ocasionalmente pueda darse actividad diurna durante las lluvias y nieblas, y un ciclo de actividad anual típicamente invernal, con periodo de hibernación durante las épocas más frías en las poblaciones de mayor altitud (Schleich *et al.*, 1996).

En cuanto a la biología reproductora, Doumergue (1901) describe una estrategia vivípara para *S. algira* en Argelia, aunque en el sentido de alumbramiento de larvas ya desprovistas de envuelta embrionaria. Sin embargo, realmente en la misma acepción, posteriormente se señalan a las salamandras marroquíes como ovovivíparas (Bons & Geniez, 1996). Por otra parte, en hembras procedentes de la Sierra del Haus mantenidas en cautividad, se han observado alumbramientos de juveniles completamente metamorfoseados (Bogaerts & Donaire, 1999, 2000; Donaire *et al.*, 2001) y un parto de larvas y juveniles al mismo tiempo (obs. pers.). En las localidades más septentrionales de Marruecos, donde *S. algira* aparece en biotopos en los que los puntos de agua aptos para la puesta de larvas acuáticas constituyen un recurso muy efímero y altamente impredecible, es posible que presente una estrategia reproductora mixta, con una acusada tendencia al viviparismo,

aunque con ocasionales episodios de ovoviviparismo (MARTÍNEZ-MEDINA, 2002; BOGAERTS & DONAIRE, 2003; DONAIRE & BOGAERTS, 2003).

Salamandra algira se encuentra amparada por el Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa, hecho en Berna el 19 de septiembre de 1979 (Convenio de Berna), y ratificado por Marruecos en 1994. En este convenio aparece recogida en el Anexo III como especie de fauna protegida, al igual que todos los anfibios no incluidos en el Anexo II. En lo que atañe a las poblaciones marroquíes, éstas carecen de protección legal, estando ausente del artículo 8 de la Ley 582/62, de 3 de noviembre de 1962, que regula la protección de los animales no venenosos en este país.

Puede afirmarse que *S. algira* ha sufrido una acentuada regresión en sus poblaciones durante los últimos cien años. Ya a principios del siglo XX fue considerado un animal a proteger por su utilidad como consumidor de insectos (DOUMERGUE, 1901). Ha sido considerada como una especie de carácter relicto en todo el norte de África y, al menos en Marruecos, un taxón raro con poblaciones muy reducidas o localizadas (BONS & GENIEZ, 1996). En Ceuta y su entorno se ha categorizado como una especie rara (CHAMORRO, 1995). Para las poblaciones del norte de Marruecos, y teniendo en cuenta su rareza, la fragilidad de sus hábitats y la continua destrucción de los bosques, se ha propuesto el estatus de especie "En Peligro", sin especificar criterios (MATEO *et al.*, 2003). Actualmente, considerando todas las poblaciones del norte de África, se encuentra evaluada como Vulnerable, VU B1ab(iii) + 2ab(iii), con alto riesgo de extinción en estado silvestre a medio plazo y un área de distribución de 20,402 km^2 (UICN, 2006).

En este trabajo se pretende realizar un acercamiento preliminar a la problemática de conservación de *Salamandra algira* en Marruecos, completando la evaluación general ya realizada para esta especie en todo el norte de África, analizando separadamente cada una de las subpoblaciones que pueden delimitarse para ella en este ámbito geográfico. Con ello se espera poder contribuir a la elección de las medidas más oportunas que puedan adoptarse para la conservación de este vulnerable y singular anfibio, y que en cualquier caso deben ser precedidas de un mejor conocimiento del mismo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha realizado una revisión bibliográfica desde la primera obra que cita *S. algira* en Marruecos (BOULENGER, 1891). Desde 1995 se han desarrollado prospecciones en las regiones donde está presente *Salamandra algira*, con atención preferente a los márgenes de su área de distribución conocida y a las zonas limítrofes entre subpoblaciones, con la finalidad de establecer sobre el terreno la continuidad de su presencia y sus preferencias de hábitats. Las zonas más intensamente prospectadas han sido la Península Tingitana y el Rif Occidental, siendo relativamente escaso el esfuerzo realizado en los Beni Snassen y en el Medio Atlas Oriental, con un muestreo estratificado y sistemático de zonas con hábitats óptimos potenciales para la especie, con criterios basados en BONS & GENIEZ (1996), SALVADOR (1996), SCHELICH *et al.* (1996), MARTÍNEZ-MEDINA *et al.* (1997) y MARTÍNEZ-MEDINA (2001). El esfuerzo de muestreo se concentraba en la observación directa y en la búsqueda activa de ejemplares en microhábitats potencialmente idóneos y de larvas en puntos de agua, principalmente durante el periodo de máxima actividad de la especie (noviembre-abril) y bajo condiciones climatológicas favorables (lluvias o elevada humedad ambiental). Se realizaron asimismo muestreos nocturnos con la finalidad de detectar ejemplares activos.

Los cálculos de la superficie del área de distribución han sido realizados sobre base cartográfica. Para la Península Tingitana y el Rif se dispone de las hojas 1:50,000 editadas por el Ministerio de Agricultura y de Reforma Agraria del Reino de Marruecos en el año 1970. Para las regiones del Medio Atlas y de los Beni Snassen se han utilizado las hojas 1:250,000 del Instituto Geográfico Nacional del Reino de Marruecos. Los datos sobre distribución y ecología de masas forestales y espacios naturales protegidos proceden fundamentalmente de CHARCO (1999) y BENABID (2000, 2002). Los conceptos de población, subpoblación, extensión de presencia, área de ocupación, amenaza y factor de regresión son aquellos definidos por la UICN (1994).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Debe destacarse la baja detectabilidad que presenta *S. algira*, lo que dificulta apreciablemente la obtención de datos sobre la misma. Ya ha sido señalada con anterioridad la extremada dificultad de observar ejemplares adultos de esta especie (BONS & GENIEZ, 1996). En primer lugar, obedecería a aspectos inherentes a la especie tales como patrón de actividad nocturno y acusado sedentarismo (obs. pers.) y posiblemente una baja tasa de actividad, tal y como ocurre en *Salamandra salamandra* (JOLY, 1968; BAS, 1983). Por otro lado, gran parte de las regiones que integran su área de distribución en Marruecos poseen

un acceso muy complicado, máxime teniendo en cuenta que el periodo de máxima actividad de *S. algira* coincide con épocas de precipitaciones intensas y torrenciales, incluso de nevadas.

La extensión de la presencia de la subpoblación de la Península Tingitana puede estimarse en unos 550 km^2, tomando la superficie de un polígono con los siguientes vértices: Ceuta (MARTÍNEZ-MEDINA *et al.*, 1997), Melusa (Mateo, com. pers.), Ain Lahassem (DONAIRE & BOGAERTS, 2003) y Hafa en Nuidar (MARTÍNEZ-MEDINA, 2001). Considerando que ocupa hábitats tales como prados calizos húmedos-hiperhúmedos (ver MARTÍNEZ-MEDINA, 2001) y, como hábitat secundario, determinados pinares de repoblación húmedos-subhúmedos (ver MARTÍNEZ-MEDINA *et al.*, 1997), entre los pisos termo y mesomediterráneo, su área de ocupación no superaría los 150 km^2, calculándola a una escala de 1 km. Sin embargo, es posible que, dados los aspectos biológicos relevantes para este taxón, sea apropiado usar una escala aún menor.

Esta subpoblación presenta singularidad biológica, morfológica y ecológica con respecto al resto de subpoblaciones marroquíes (MARTÍNEZ-MEDINA, 2002; BOGAERTS & DONAIRE, 2003), lo que unido a cierta diferenciación genética, ha llevado incluso a describirla como una subespecie distinta: *Salamandra algira tingitana* (DONAIRE & BOGAERTS, 2003).

La única fracción de esta subpoblación incluida en el ámbito de un espacio natural protegido es la presente en el SIBE (Site d'Intérêt Biologique et Écologique) del Yebel Musa, calificado de primera prioridad y que cuenta con una superficie de 40 km^2. Sus principales factores de regresión y amenazas serían la apertura de canteras de piedra caliza y la implantación de infraestructuras, que están proliferando en esta zona desde hace diez años. Debería otorgarse un régimen de protección a las elevaciones de la Sierra del Haus, entre Tetuán y el Yebel Musa.

Para la subpoblación del Rif Occidental y Central, tomando la superficie aproximadamente comprendida entre Tetuán, Uezán, Tahar-Suq y Targuist, la extensión de presencia estaría en torno a los 6,000 km^2. A falta de precisar los límites de su presencia y la autoecología en los contrafuertes meridionales del Rif y al este del Yebel Tidighine, esta cifra podría ser aún de menor magnitud.

La subpoblación rifeña ocuparía pinsapares (*Abies maroccana*), cedrales (*Cedrus atlantica*), determinados pinares (*Pinus pinaster* subsp. *hamiltonii* var. *maghrebiana y Pinus nigra mauritanica*), encinares (*Quercus ilex*), ciertos alcornocales (*Quercus suber*), coscojares (*Quercus coccifera*), quejigares (*Quercus canariensis* y *Q. faginea*) y melojares (*Quercus pyrenaica*), en ombroclimas de húmedos a hiperhúmedos, desde el tramo superior del termomediterráneo al límite superior del supramediterráneo. Actualmente, quedaría pendiente determinar su presencia en determinados pinares de *Pinus halepensis* del Rif Centro-Oriental que aparecen bajo condiciones subhúmedas. Teniendo en cuenta la superficie ocupada por estos hábitats, su área de ocupación podría estimarse que no supera los 3,000 km^2.

En este caso, el principal factor de regresión y amenaza sería la pérdida y degradación de hábitats a consecuencia de los incendios forestales y del crecimiento e intensificación de la actividad agrícola, especialmente la destinada al cultivo de *Cannabis sativa* (BENABID, 2002). Aproximadamente una sexta parte de su extensión de presencia (1,000 km^2) se correspondería con territorios sujetos a cierto grado de protección, como son el Parque Natural de Talassemtane y los SIBES de Ben Karrich, Yebel Buhachem, Brikcha, Suq el Had, Yebel Tizirene, Yebel Tidighine y Yebel Lalla Utka.

Para la subpoblación del Medio Atlas Oriental, delimitada por el corredor de Taza, el cordal del Yebel Bu Iblán y el Ued Sebú, puede calcularse una extensión de presencia de unos 1,000 km^2 y un área de ocupación menor de 300 km^2. En esta zona, *S. algira* aparecería en encinares, cedrales, alcornocales y quejigares, en ombroclimas de húmedos a hiperhúmedos y entre el mesomediterráneo y el supramediterráneo. De esta superficie, menos de la tercera parte estaría incluida en espacios naturales protegidos, el Parque Nacional del Yebel Tazzeka y los SIBES Yebel Bu Iblán I y II, que en total suman unos 316 km^2. Como principal amenaza cabe destacar la pérdida y la degradación de hábitats causadas por la extensión de cultivos.

En el caso de la subpoblación de los Beni Snassen, en la región oriental de Marruecos, *S. algira* aparecería en encinares y coscojares subhúmedos y húmedos, en los pisos mesomediterráneo y supramediterráneo. Teniendo en consideración sus preferencias de hábitat en esta región e infiriendo las localidades en las que podría estar presente, podría estimarse que su extensión de presencia no debe superar a lo sumo los 150 km^2. Si se comprobara su presencia en masas de pinares, entre subhúmedos y semiáridos, de la porción occidental de este relieve, podría llegar a doblarse esta cifra, aunque ello parece poco probable dada la escasa idoneidad de estos hábitats para *S. algira*. Incluso teniendo en cuenta el bajo nivel de conocimientos

que se tiene sobre esta subpoblación, puede afirmarse que su área de ocupación debe ser extremadamente reducida, a juzgar por la reducida extensión de los hábitats *a priori* adecuados que para esta especie persisten en esta región. No obstante, posiblemente la mayor parte de sus efectivos poblacionales estén incluidos en el SIBE de los Beni Snassen, de 67.5 km^2.

Aunque actualmente ya se están ejecutando medidas de conservación y regeneración de las masas forestales en los Beni Snassen, lo reducido de su área de ocupación hace que *S. algira* sea sumamente vulnerable ante cualquier influencia negativa, ya sea de origen antrópico o natural. Así, por ejemplo, la marcada irregularidad de las precipitaciones característica de esta zona (Carlier, 1971), la acentuada erosión y aridificación en las laderas más expuestas hacia el sur o las alteraciones de los puntos de puesta pueden tener efectos drásticos sobre sus efectivos poblacionales. Es por ello que deberían inventariarse y protegerse efectivamente todos sus puntos de reproducción.

Cabe reseñar que la modalidad reproductora tendría en *S. algira* una especial relevancia a los efectos de conservación, dado que el viviparismo reduciría la dependencia de los puntos de agua donde efectuar la puesta y los riesgos asociados a una fase larvaria estrictamente acuática. Asimismo, asumiendo que la Mediterránea es una región particularmente vulnerable al cambio climático y que éste puede ser el principal agente modificador de sus sistemas biológicos en un futuro (Eea, 2005) y que el aumento de temperatura, las enfermedades emergentes y la combinación de ambos factores pueden tener efectos muy negativos sobre las poblaciones de anfibios (Gardner, 2001; Stuart *et al.*, 2003; Corn, 2005; Araujo *et al.*, 2006; Pounds *et al.*, 2006), deben ponderarse adecuadamente los riesgos de declive y extinción derivados de estos fenómenos sobre *Salamandra algira*, especialmente en el caso de sus subpoblaciones más meridionales y de sus localidades situadas a mayor altitud. Haciéndolo extensivo al resto de anfibios, debe alertarse de la creciente necesidad de efectuar una vigilancia de esta particular problemática en el norte de África.

De esta forma, cabe afirmar que la subpoblación oriental es la de mayor fragilidad y que, por tanto, demanda una atención preferente de forma urgente, estando muy expuesta a fluctuaciones poblaciones provocadas por sucesos estocásticos. Seguidamente, habría que situar a la subpoblación tingitana, cuyo interés de conservación se ve acrecentado por su singularidad biológica, ecológica y taxonómica. En la subpoblación del Medio Atlas Oriental merecen también una atención preferente las localidades más meridionales, con menor grado de protección y más expuestas a alteraciones ecosistémicas por aridificación. Finalmente, la población rifeña presenta la distribución más amplia y posiblemente sea la que haya experimentado una regresión más acentuada, habiendo podido desaparecer de extensas zonas, al ser eliminados completamente los bosques que existían en ellas, una destrucción especialmente notable en los últimos cincuenta años (Benabid, 2002), alcanzando actualmente una severa fragmentación.

No obstante, el establecimiento riguroso de estas prioridades de conservación debería ser precedido del conocimiento detallado de la biología, corología y ecología de la especie, y especialmente tras la determinación de las relaciones filogenéticas existentes entre las diversas subpoblaciones de salamandras existentes a lo largo del Magreb en su conjunto.

AGRADECIMIENTOS

A Patricia, África y Carmen por su paciencia y colaboración en muchos momentos. A todos los compañeros que compartieron conmigo las gratificantes e inolvidables salidas al monte.

REFERENCIAS

AELLEN, V. 1951. Contribution à l'herpetologie du Maroc. *Bull. Soc. Sci. nat. phys. Maroc*, 31: 153-199.

ARAÚJO, M.B.; THUILLER, W. & PEARSON, R.G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *J. Biogeogr.*, 33: 1712-1728.

BAS, S. 1983. *Estudio de la situación microevolutiva y de la ecología de* Salamandra salamandra *L. en el NO ibérico.* Tesis Doctoral. Universidad de Vigo. Vigo.

BENABID, A. 2000. *Flore et écosystèmes du Maroc. Evaluation et préservation de la biodiversité.* Ibis Press. Paris.

BENABID, A. 2002. Le Rif et le Moyen Atlas (Maroc): Biodiversité, Menaces, Préservation. Mountains High Summit Conference for Africa. UNEP. Nairobi.

BOGAERTS, S. & DONAIRE, D. 1999. Beobachtungen an *Salamandra algira* (Bedriaga, 1883) aus Ceuta und Chefchaouen (Marokko). *Elaphe,* 7 (2): 67-69.

BOGAERTS, S. & DONAIRE, D. 2000. Beobachtungen an *Salamandra algira* in Marokko. *Elaphe*, 8 (2): 91.

BOGAERTS, S. & DONAIRE, D. 2003. Sobre el politipismo en *Salamandra algira* Bedriaga, 1883. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 14 (1-2): 47-51.

BONS, J. 1967. *Recherches sur la biogéographie et la biologie des amphibiens et des reptiles du Maroc*. Thése Doct. Sci. Nat. Montpellier.

BONS, J. 1973. Herpetologie Marocaine II. Origines, évolution et particularités du peuplement herpétologique du Maroc. *Bull. Soc. Sci. Nat. Phys. Maroc*, 53 (1+2): 63-110.

BONS, J. & GENIEZ, P. 1996. *Anfibios y reptiles de Marruecos* (*incluido Sáhara Occidental*). *Atlas biogeográfico*. A. H. E. Barcelona.

BOULENGER, G.A. 1891. Catalogue of the reptiles and batrachians of Barbary (Morocco, Algeria, Tunisia) based chiefly upon the notes and collections made in 1880-1884 by M. Fernand Lataste. *Trans. Zool. Soc.* (London), 13: 93-164.

CARLIER, P. 1971. La chaîne des Béni Bou Yahi – Béni Snassene. Ressources en eau du Maroc: 1. Domaines du Rif et du Maroc oriental. *Notes & Mém. Serv. Géol. Maroc,* 231: 291-300.

CORN, P.S. 2005. Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation*, 28 (1): 59-67.

CHAMORRO, S. 1995. El medio natural en Ceuta y su entorno: concreción y potencialidades para el desarrollo. In: *Monografía de los cursos de verano de la Universidad de Granada en Ceuta. VI Edición*, 1994. VV. AA.: 139-199. I. E. C. Ceuta.

CHARCO, J. 1999. *El bosque mediterráneo en el Norte de África. Biodiversidad y lucha contra la desertificación*. Agencia Española de Cooperación Internacional. Madrid.

DONAIRE, D.; BOGAERTS, S. & HERBERT, D. 2001. Confirmación de desarrollo larvario completo intrauterino en *Salamandra algira* (Bedriaga, 1883) del Noroeste de Marruecos. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 15: 107-109.

DONAIRE, D. & BOGAERTS, S. 2003. A new subspecies of *Salamandra algira* Bedriaga, 1883 from northern Morocco. *Podarcis*, 4 (3): 84-100.

DORDÁ, S. & DORDÁ, J. 1984. Prospección herpetológica en el Norte de Marruecos. *Bol. Ghezoc.*, 1 (1): 19-28.

DOUMERGUE, F. 1901. *Essai sur la faune herpétologique de l'Oranie*. Fouque. Oran.

E.E.A. 2005. *The European environment – State and outlook 2005*. European Environment Agency. Copenhagen.

ESCORIZA, D.; COMAS, M.M.; DONAIRE, D. & CARRANZA, S. 2006. Rediscovery of *Salamandra algira* Bedriaga, 1833 from the Beni Snassen massif (Morocco) and phylogenetic relationships of Nort African *Salamandra*. *Amphibia-Reptilia*, 27: 448-455.

GALÁN, F. 1931. Batracios y Reptiles del Marruecos español. *Bol. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 31 (5): 361-367.

GARDNER, T. 2001. Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24 (2): 25-44.

GENIEZ, P. & SOTO, P. 1994. Nouvelles observations sur l'herpetofaune marocaine, 5. *Bull. Soc. Herp.* Fr., 69-70.

JOLY, J. 1968. Données écologiques sur la salamandre tachetée *Salamandra salamandra* (L.). *Ann. Sci. Nat., Biol. Anim.,* 10 (3): 301-366.

LÉPINEY, J. de & NEMETH, F. 1947. Notes de zoologie marocaine. *Bull. Soc. Sci. nat. phys. Maroc*, 25-27: 227-233.

MARTÍNEZ-MEDINA, F.J. 2001. Nuevos registros de anfibios y reptiles en la Sierra del Haus (NW de Marruecos). *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 12 (1): 2-5.

MARTÍNEZ-MEDINA, F.J. 2002. Morfología, biología y ecología de las poblaciones de Salamandra Norteafricana (*Salamandra algira*) del NW de Marruecos ¿Constituyen una entidad diferenciada? VII Congreso Luso-Español, XI Congreso Español, de Herpetología. Evora: 135.

MARTÍNEZ-MEDINA, F.J. & MOHAMED-AISA, L. 1997. Anfibios y Reptiles de la cuenca del río Smir. In: *Actes du Séminaire sur les Marais Smir-Restinga (Maroc): écologie et propositions d'aménagement*. M. Ater & M. Dakki (Eds.) : 47-50. *Trav. Inst. Sci., Mém.* hors série. Rabat.

MARTÍNEZ-MEDINA, F.J.; RUIZ, J.L. & MOHAMED, L. 1997. Una nueva especie para la herpetofauna de Ceuta (España, Norte de África): *Salamandra salamandra algira. Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 8: 6-8.

MATEO, J.A. 1991. Los anfibios y reptiles de Ceuta, Melilla, Chafarinas, Peñón de Vélez de la Gomera, Peñón de Alhucemas e islotes. *Rev. Esp. Herp.*, 5: 37-41.

MATEO, J.A.; PLEGUEZUELOS, J.M.; GENIEZ, P.; FAHD, S. & MARTÍNEZ-MEDINA, F.J. 2003. *Los Anfibios y Reptiles de Ceuta y su entorno*. Instituto de Estudios Ceutíes. Ceuta.

MELHAOUI, M. & CHAVANON, G. 1989. Note sur la présence de la Salamandre tachetée *Salamandra salamandra* Bedriaga, 1883 (Urodéle, Salamandridae) dans le Maroc Nord-Oriental. *Bull. Inst. Sci. Rabat*, 12: 171-181.

MELLADO, J. & MATEO, J.A. 1992. New records of Moroccan herpetofauna. *Herp. Journal*, 2: 58-61.

PASTEUR, G. & BONS, J. 1959. *Les Batraciens du Maroc*. Trav. Inst. sci. Chérif., Rabat, sér. zool., 17. Rabat. 241 pp.

POUNDS, J.A.; BUSTAMANTE, M.R.; COLOMA, L.A.; CONSUEGRA, J.A.; FOGDEN, M.P.L.; FOSTER, P.N.; LA MARCA, E.; MASTERS, K.L.; MERINO-VITERI, A.; PUSCHENDORF, R.; RON, S.R.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G.A.; STILL, C.J. & YOUNG, B.E. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, 439: 161- 167.

SALVADOR, A. 1996. *Amphibians of Northwest Africa*. Smithsonian Herpetological Service nº 109.

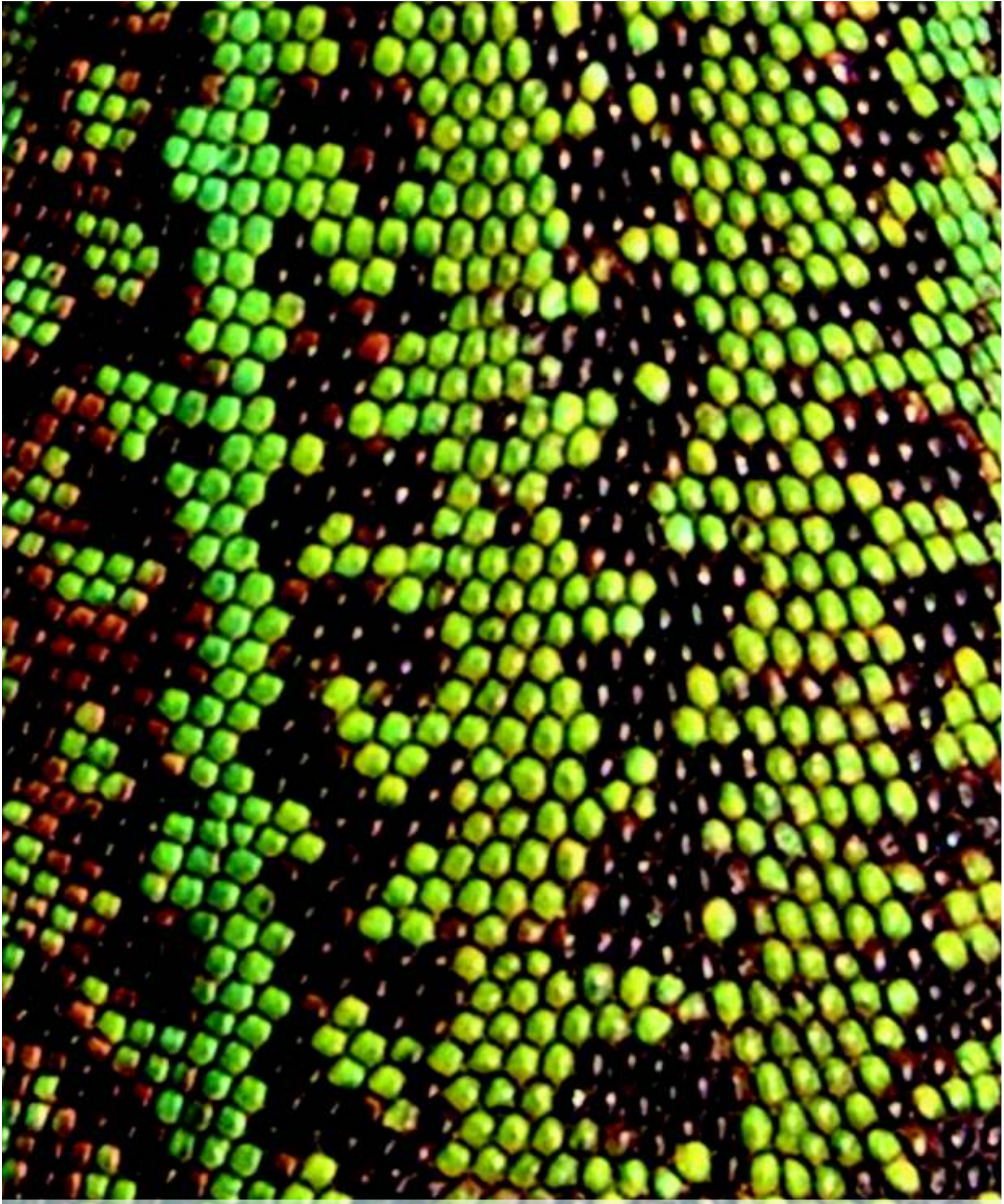
SCHLEICH, H.H.; KÄSTLE, W. & KABISCH, K. 1996. *Amphibians and reptiles of North Africa*. Koeltz. Köenigstein.

STUART, S.N.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; YOUNG, B.E.; RODRIGUES, A.S.L.; FISCHMAN, D.L. & WALLER, R.W. 2004. Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science*, 306: 1783-1786.

THORN, R. S. 1968. *Les salamandres d'Europe, d'Asie et d'Afrique du Nord*. Lechevalier. Paris.

UICN. 1994. *Categorías de las Listas Rojas de la UICN*. U. I. C. N. Gland.

UICN. 2006. *2006 IUCN Red List of Threatened Species*. http://www.iucnredlist.org. Con acceso el 15 de octubre de 2006.



Depredadores de los anfibios adultos de Doñana: Análisis cualitativo

Carmen Díaz-Paniagua, Alexandre Portheault & Carola Gómez-Rodríguez

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	148-157	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Depredadores de los anfibios adultos de Doñana: Análisis cualitativo

Predation on amphibians from Doñana: A qualitative analysis

Carmen Díaz-Paniagua[1]*, Alexandre Portheault & Carola Gómez-Rodríguez
[1]Estación Biológica de Doñana. Avda Mª Luisa s/n. Pabellón del Perú. Sevilla
*poli@ebd.csic.es

RESUMEN

Los anfibios son presa común de muchas especies de vertebrados. Se ha recopilado una amplia información acerca de la depredación sobre individuos adultos de las especies de anfibios de Doñana. Los datos fueron obtenidos de numerosos estudios sobre alimentación de vertebrados y de observaciones directas en el campo entre 1974 y 2004. Los adultos de *Rana perezi, Pelobates cultripes* y *Pleurodeles waltl* son depredados por un amplio número de especies de aves, mamíferos y reptiles. Otros anfibios (*Discoglossus galganoi, Pelodytes ibericus* y *Bufo bufo*), sólo aparecieron escasamente en la dieta de aves o mamíferos; así como *Hyla meridionalis*, que destaca además por ser depredada por otras especies de anfibios. De *Bufo calamita*, aun siendo una especie muy abundante en Doñana, sólo se detectó un caso de depredación, por lo que esta especie, junto con *Lissotriton boscai* y *Triturus pygmaeus*, que no aparecen como presas de ningún vertebrado, se consideran con mejores defensas o mayor toxicidad que los demás anfibios. Las especies con menor número de depredadores tienen fases acuáticas larvarias más reducidas y menor tamaño metamórfico, lo que sugiere que la presión de depredadores y la adquisición de mecanismos defensivos ha modelado las estrategias de vida de las especies de anfibios.

PALABRAS CLAVE: Anfibios, depredación, depredadores, Doñana.

ABSTRACT

Amphibians are common preys to vertebrates. We have reviewed all studies about the diet of vertebrates as well as field data recorded from 1974 and 2004 about predation on adults of 10 amphibian species in Doñana. Adults of *Rana perezi, Pelobates cultripes* and *Pleurodeles waltl* were eaten by a wide number of bird, mammal and reptile species. Other amphibians, *Discoglossus galganoi, Pelodytes ibericus* and *Bufo bufo*, were prey only to birds or mammals. *Hyla meridionalis* was also prey to other amphibians. Predation on the very abundant toad *Bufo calamita* was observed only once. This species, as well as *Triturus pygmaeus* and *Lissotriton boscai*, which did not appear in the diet of any predator species, probably have better defensive mechanism or produce more toxic secretions than toxins of the other amphibians. The species with low or no predation were characterized by short larval phases and reduced metamorphic body size, suggesting that the acquisition of their defensive mechanism has contributed to model their life history traits.

KEY WORDS: Amphibians, predation, predators, Doñana.

LABURPENA

Anfibioak ornodun-espezie askoren ohiko harrapakin dira. Doñanako anfibio-espezieen indibiduo helduen harrapatze-mailari buruzko informazio zabala bildu da. Ornodunen elikadurari buruzko ikerlan ugarietatik eta 1974 eta 2004 urteen artean landan egindako behaketa zuzenetatik lortutako datuak dira. *Rana perezi, Pelobates cultripes* eta *Pleurodeles waltl* espezieen ale helduak hegazti, ugaztun eta narrasti espezie-kopuru zabal batek harrapatzen ditu. Aldiz, beste anfibio batzuk (*Discoglossus galganoi, Pelodytes ibericus* eta *Bufo bufo*) modu urrian baino ez ziren agertu hegazti eta ugaztunen dietan; edota Hyla meridionalis bera ere, beste anfibio espezie batzuen harrapakina izateagatik nabarmentzen dena. *Bufo calamita* Doñanan oso espezie ugaria izanik ere, harrapaketa-kasu bakarra antzeman zen; beraz, espezie hau, inongo ornodunen harrapakin modura agertzen ez diren *Lissotriton boscai-rekin* eta *Triturus pygmaeus*-ekin batera, gainerako anfibioak baino babes hobeagoz horniturik edo toxikotasun handiagokoak direla uste da. Harrapari-kopururik baxuenak dituzten espezieek larba-egoerako ur-fase murritzagoak eta tamaina metamorfiko txikiagoak izaten dituzte; beraz, harraparien presioak eta babes-baliabideak eskuratu izanak badirudi anfibio espezieen bizi-estrategiak modelatu dituztela.

GAKO-HITZAK: Anfibioak, harrapatzea, harrapariak, Doñana.

INTRODUCCIÓN

Los anfibios suelen alcanzar densidades importantes, especialmente en épocas asociadas a su reproducción (ver por ejemplo Salthe & Mecham, 1974; Wells, 1977). Las grandes concentraciones de individuos los convierten en una presa fácil para muchos vertebrados, especialmente mamíferos y aves, de los que constituyen parte de su dieta. Sin embargo, muchas especies, tanto de anuros como de urodelos, han desarrollado mecanismos que los protegen contra sus depredadores, como la segregación de toxinas, o determinados comportamientos para disuadirlos, como la adquisición de posturas que incrementan temporalmente su tamaño, que los camuflan o que advierten con colores vivos de su toxicidad. Otras especies evitan la depredación escapando de los predadores saltando rápidamente al medio acuático o enterrándose (Brodie,

1977; DUELLMAN & TRUEB, 1986). Una descripción de los distintos mecanismos de defensa contra depredadores utilizados por los adultos de los anfibios ibéricos se puede encontrar en GARCÍA-PARÍS *et al.* (2004).

En este estudio, se analiza el papel de los anfibios, durante su fase adulta, como presa de vertebrados. Se ha realizado en un área en la que existe amplia información tanto sobre la abundancia de las especies de anfibios, como sobre la alimentación de un amplio número de sus potenciales depredadores, lo que nos permite evaluar la intensidad de depredación entre las distintas especies y la efectividad de sus mecanismos de defensa.

MATERIAL Y MÉTODOS

Este estudio se basa en datos sobre depredación de anfibios adultos del área de Doñana. Este es uno de los lugares de España más estudiado, en el que se han realizado estudios de la alimentación de un gran número de sus especies de vertebrados.

Los datos utilizados provienen de la revisión de 26 estudios publicados, 7 tesis doctorales y tesinas y de los registros de cuadernos de campo de la guardería, censadores, personal de seguimiento, y de observaciones directamente recogidas por investigadores en la Reserva Biológica de Doñana, en los que se considera la presencia de los anfibios como presa. Sólo se han cuantificado aquellos datos en los que se identificaba concretamente la especie de anfibio depredada. Puesto que las tareas de investigación y seguimiento son muy intensas en este área desde 1965, consideramos que los datos reflejan la intensidad de depredación (aunque no se tiene en cuenta la mayor o menor abundancia de los depredadores), permitiendo así la comparación entre las distintas especies de anfibios.

Teniendo en cuenta los conocimientos que tenemos sobre las especies de anfibios del área, se han clasificado en función de su grado de depredación, agrupándose a las tres especies más depredadas (1) frente a las escasamente o no predadas (0). Se clasificaron también en función de la existencia de comportamiento depredador o la producción de secreciones venenosas (según GARCÍA-PARÍS *et al.*, 2004; DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2005 y observaciones personales); si se consideran especies muy abundantes (1) o sólo abundantes y escasas (0) (según DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2006); si tienen reproducción explosiva, si su periodo larvario se puede considerar prolongado o si alcanzan gran tamaño metamórfico (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2005).

RESULTADOS

Aunque en Doñana se pueden encontrar 11 especies de anfibios, una de ellas (*Alytes cisternasii*) es muy escasa y sólo se encuentra en el límite norte del Parque (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2005; 2006), por lo que al no haber encontrado datos sobre su depredación, no se ha incluido en este estudio; limitándonos a las 10 especies restantes.

En la tabla I se detallan las especies de vertebrados en las que se ha detectado la presencia de anfibios en su dieta. Sólo se han considerado aquellos datos en los que se precisaba la especie depredada.

Destacan claramente tres especies por ser las más depredadas: *Rana perezi, Pelobates cultripes* y *Pleurodeles waltl*. Por el contrario, hay dos especies que no aparecen como presa en ninguna de las observaciones: *Lissotriton boscai* y *Triturus pygmaeus*. El resto de las especies son escasamente depredadas, destacando *Bufo calamita*, del que sólo se ha detectado la depredación por Ardeidos sin identificar, pues se observaron restos de hembras muertas junto a los lugares de puesta, a las que el depredador había extraído los ovarios (figura 1, tabla I).

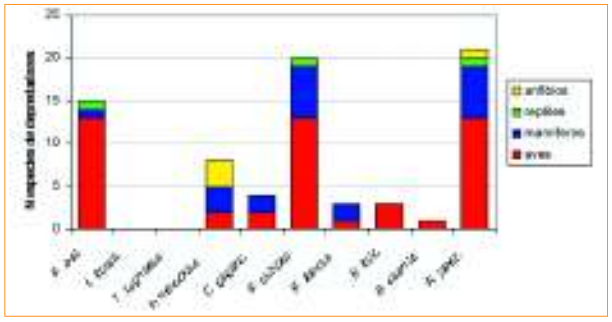


Figura 1. Número de especies de aves, mamíferos, reptiles y anfibios en los que se ha detectado depredación sobre anfibios.

Figure 1. Number of bird, mammal, reptil and amphibian species with detected predation upon amphibians.

Las aves constituyen el grupo con mayor número de especies que realizan depredación sobre anfibios adultos en Doñana. También existe una alta depredación por los mamíferos, mientras que sólo en un reptil (*Natrix maura*) se ha detectado depredación sobre anfibios. Se ha registrado también depredación de adultos de anfibios por especies del mismo grupo, que consumen individuos de pequeño tamaño (tabla I, figuras 1 y 2).

Entre las aves, un gran número de especies acuáticas depredan alguna especie de anfibio, aunque un mayor número de especies es consu-

		Presas:									
Aves	**Especies de depredadores:**	*P. waltl*	*L. boscai*	*T. pygmaeus*	*H. meridionalis*	*D. galganoi*	*P. cultripes*	*P. ibericus*	*B. bufo*	*B. calamita*	*R. perezl*
	Himantopus himantopus	28									
	Chlydonias niger						10*				
	Sturnus unicolor						18*				
	Podiceps cristatus	12									
	Podiceps nigricollis	23									
	Tachybaptus ruficollis	23									
	Fulica atra	23									
	Egretta garzetta				26		24				
	Ciconia ciconia										14
	Ardea cinerea						24				14
	Bubulcus ibis				26						9
	Rallus aquaticus										9
	Plegadis falcinellus										9
	Gelochelidon nilotica						2,6,9				6
	Nycticorax nycticorax	25					26				
	Ardéidos sin identificar									20	
	Athene noctua	16				16	16				16
	Tyto alba	12				22	5,9,22,26	5.22			4,5
	Strix aluco	20					9				
	Milvus milvus	8					9		8		9
	Milvus migrans	7					7,9,26		9		7
	Buteo buteo	26					9		9		
	Falco naumanni										9
	Elanius caeruleous										9
Mamíferos	*Rattus norvergicus*						26				26
	Sus scrofa	26,27,13			13		27				13
	Meles meles					17	17				17
	Herpestes ichneumon						19	19			
	Genetta genetta				19		19	19			19
	Lutra lutra				1	1	1				1
Reptiles	*Natrix maura*	12					26				12
Anfibios	*Pelobates cultripes*				11						
	Rana perezi				21						21
	Pleurodeles waltl				11						

Tabla I. Especies de vertebrados de Doñana en cuya dieta se ha detectado la presencia de individuos adultos de anfibios. Los números de la tabla corresponden a las siguientes referencias u observaciones: 1) Adrian & Delibes (1987); 2) Amat (observaciones directas en campo); 3) Amat & Herrera (1977); 4) Calderón & Collado (1976); 5) Cañas (análisis de egagrópilas: datos no publicados); 6) Costa (1984); 7) Delibes (1975); 8) Delibes & García (1984); 9) Diarios de Campo Reserva Biológica de Doñana (los datos de presas de rapaces corresponden a los obtenidos a partir de restos encontrados en los nidos); 10) Díaz-Paniagua (observaciones directas en campo), 11) Díaz-Paniagua *et al.* (2005); 12) Equipo Seguimiento Reserva Biológica Doñana (observaciones directas en campo); 13) Garzón *et al.* (1984); 14) Hiraldo (observaciones directas en campo); 15) Macías *et al.* (2004); 16) Máñez (1983); 17) Martín Franquelo (1984); 18) Negro (observaciones directas en campo); 19) Palomares & Delibes (1991); 20) Portheault (observaciones directas en campo); 21) Rivas (1982); 22) Román *et al.* (1999); 23) Salvador & García París (2001); 24) Tejedo (observaciones directas en campo); 25) Valverde (1960); 26) Valverde (1967); 27) Venero (1984); 28) Vermont (1980).

Table I. Eating-amphibian adults between the Doñana vertebrate species. Numbers on the table allude to the following references or observations: 1) Adrian & Delibes (1987); 2) Amat (direct observations in the field; 3) Amat & Herrera (1977); 4) Calderón & Collado (1976); 5) Cañas (egagrópilas analysis: unpublished data); 6) Costa (1984); 7) Delibes (1975); 8) Delibes & García (1984); 9) Field Journal of the Doñana Biological Reserve (the prey data of raptors where obtained by searching rest in the nests); 10) Díaz-Paniagua (direct field observations), 11) Díaz-Paniagua *et al.* (2005); 12) Surveying Team of the Doñana Biological Reserve (direct field observations); 13) Garzón *et al.* (1984); 14) Hiraldo (direct field observations); 15) Macías *et al.* (2004); 16) Máñez (1983); 17) Martín Franquelo (1984); 18) Negro (direct field observations); 19) Palomares & Delibes (1991); 20) Portheault (direct field observations); 21) Rivas (1982); 22) Román *et al.* (1999); 23) Salvador & García París (2001); 24) Tejedo (direct field observations); 25) Valverde (1960); 26) Valverde (1967); 27) Venero (1984); 28) Vermont (1980).

mido por las rapaces (tabla I, figura 2a), que llegan a extraer la venenosa piel a los sapos para ingerirlos. Agrupando las especies depredadoras en función a su actividad, se observa que tanto las diurnas como las nocturnas consumen anfibios (figura 2b), destacando el hecho de que las rapaces diurnas depredan sobre anfibios de actividad principalmente nocturna. Las aves acuáticas consumen principalmente las especies de anfibios más asociadas a cuerpos de agua, como *Rana perezi* y *Pleurodeles waltl*. En épocas en las que las lagunas están próximas a desecarse, finales de primavera o verano, se ha observado también la depredación sobre individuos de Pelobates cultripes recién metamorfoseados, que aún se encontraban en las lagunas.

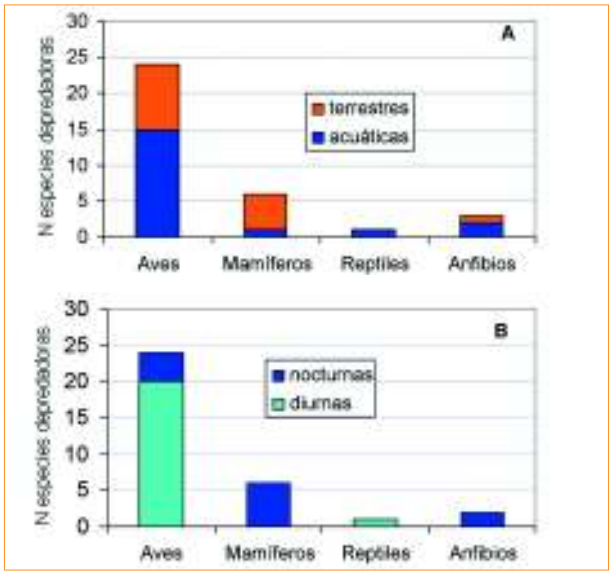


Figura 2. Número de especies de cada clase de vertebrados en las que se detecta la depredación sobre anfibios en el área de Doñana. a) Clasificadas en función de sus hábitos acuáticos o terrestres, y b) según su actividad nocturna o diurna.

Figure 2. Number of vertebrate species with detected predation upon amphibians in the Doñana area. a) Classified species by their aquatic or terrestrial behaviour, and b) according to their nocturnal or diurnal activity.

Los mamíferos capturan a los anfibios preferentemente durante la noche y, excepto la nutria, todos son terrestres, aunque algunos como los jabalíes y las ratas aprovechan los momentos en los que las lagunas se encuentran recién desecadas para extraerlos del barro. Capturan a la mayoría de las especies detectadas como presa, e incluso todos ellos capturan también a la acuática *Rana perezi*, ya que ésta se encuentra también con frecuencia en las orillas de charcas y lagunas, donde puede ser capturada por los mamíferos terrestres (figura 3).

Debido a la actividad acuática de *Natrix maura*, suponemos que la depredación sobre las tres especies detectadas se produjo en los cuerpos de agua.

Figura 3. *Rana perezi* en postura defensiva contra depredadores: hincha su cuerpo y eleva la parte posterior, bajando la cabeza.

Figure 3. *Rana perezi* exhibiting a defensive posture against predators. The frog inflates the body with the hind part elevated and head approached to the ground.

Los datos de depredación sobre anfibios por *Rana perezi* provienen del estudio de su dieta (Rivas, 1982). Además hemos observado la depredación sobre dos adultos de *Hyla meridionalis* durante la noche, en periodos de máxima actividad de coros. En un caso fue presa de *Pelobates cultripes*, que la capturó en las proximidades de una charca, mientras que en otro caso fue capturada por *Pleurodeles waltl* en el interior del agua (tabla I).

La intensidad de depredación observada se ha comparado con determinadas características de las especies que definen su abundancia, su protección contra la depredación o sus estrategias reproductivas (tabla II). Excepto aquellas para las que no existen datos que lo confirmen, en todas las especies se aprecian comportamientos defensivos y secreciones tóxicas que debieran contribuir a disminuir su depredación. No existe gran coincidencia entre la intensidad de depredación y el grado de abundancia de las especies, ni tampoco con la existencia de reproducción explosiva. Sin embargo, la mayor intensidad de depredación coincide completamente con las especies que se caracterizan por un largo periodo larvario y gran tamaño metamórfico (tabla II).

DISCUSIÓN

En este trabajo se aprecia que no todas las especies de anfibios son consumidas por vertebrados, existiendo algunas que no aparecen en ninguna de las dietas analizadas como es el caso de las dos especies de tritones (*Triturus pygmaeus* y *Lissotriton boscai*), además del sapo corredor (*Bufo calamita*) cuya depredación sólo se detectó en un caso en el que los individuos no llegaron a ser consumidos (figura 4). Puesto que tanto los tritones como *Bufo calamita* son especies abundantes en Doñana (Díaz-Paniagua *et al.*, 2006), su ausencia en la dieta de los vertebrados analizados podría deberse a la efectividad de sus mecanismos de defensa. En el caso de los tritones, para ninguna de las dos especies se ha descrito específicamente la secreción de toxinas, pero sí para la especie próxima, *Triturus marmoratus* (Brodie, 1977), por lo que es posible que ambos tritones resulten venenosos para sus predadores, y por ello eviten consumirlos.

	1) Grado de depredación	2) Comport. antidepredador	3) Gran abundancia	4)Reproducción explosiva	5) Secreciones venenosas	6) Periodo larvario largo	7) Gran tamaño metamórfico
Pleurodeles waltl	1	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**
Lissotriton boscai	0	1	1	**0**	1	**0**	**0**
Triturus pygmaeus	0	1	1	**0**	1	**0**	**0**
Hyla meridionalis	0	-	1	**0**	1	**0**	**0**
Rana perezi	1	**1**	**1**	0	-	**1**	**1**
Discoglossus galganoi	0	-	**0**	**0**	-	**0**	**0**
Pelobates cultripes	1	-	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**
Pelodytes ibericus	0	-	**0**	**0**	1	**0**	**0**
Bufo bufo	0	1	**0**	1	1	**0**	**0**
Bufo calamita	0	1	1	1	1	**0**	**0**
Grado de coincidencia con 1)		2/6	6/10	7/10	2/7	10/10	10/10
0: 1:	mucho poco-nada	si no	si no	si no	si no	si no	si no

Tabla II. Clasificación de las especies de anfibios de Doñana según su abundancia, existencia de comportamientos defensivos, secreciones tóxicas, modo de reproducción explosiva, periodo larvario prolongado y tamaño metamórfico, para su comparación con el grado de depredación. (En negrita y blanco se indican los caracteres que coinciden; -: sin datos).

Table II. Classification of the Doñana amphibian species according to the abundance, defensive behaviour, toxic secretions, explosive breeding-type, extended larval period and metamorphic size, for comparison with depredation degree. (The character coincidence is expressed in bold type and white: -: no data are available).

Figura 4. Restos de un sapo corredor, *Bufo calamita*, capturado pero no consumido por un ardéido junto a una charca temporal en Doñana.

Figure 4. Natterjack toad (*Bufo calamita*) killed, but not fed, by an ardeid in a temporary pond in Doñana.

La coloración ventral de *Lissotriton boscai*, se considera además una advertencia a los depredadores de su condición venenosa, mostrándola en una postura característica de situaciones de peligro (Marco & Leguía, 1990). La toxicidad de los tritones, debe de ser considerablemente de mayor eficacia que la de *Pleurodeles waltl*, ya que a pesar de que en esta especie se describe la secreción de toxinas similares que pueden causar la muerte en ratones (Nowak & Brodie, 1978), en Doñana son ingeridos por una gran número de especies. También las toxinas características de los bufónidos se consideran en general de gran efectividad (Duellman & Trueb, 1986), y la práctica ausencia de depredadores de *Bufo calamita* parece confirmarlo. De hecho, esta especie tampoco se describe en la mayoría de las dietas de otros depredadores que sí consumen anfibios en otras áreas (ver por ejemplo Martín & López, 1990; García-París *et al.*, 2004). La toxicidad de *Bufo calamita* para las lechuzas fue señalada anteriormente por Herrera (1974) que aporta una comunicación verbal de Valverde textualmente: "Durante una superpoblación de *Bufo calamita* y *Pelobates cultripes* en Doñana, una lechuza, posada en el suelo, caminaba entre sapos y sólo cazaba algunos de entre ellos; el método seguido por la

rapaz para elegir su presa era el siguiente: tras acercarse a un ejemplar, le tocaba con una de sus patas. Si éste saltaba (*¡Pelobates!*) lo capturaba y comía; si no saltaba (*¡Bufo!*), no le prestaba ya más atención y se dirigía a hacer la prueba con otro ejemplar". También se consideran de gran toxicidad las secreciones de *Bufo bufo* (figura 5), aunque su gran tamaño, permite que sus predadores puedan manipularlos y quitarles la piel antes de ingerirlos, apareciendo sus restos en los nidos de las rapaces de Doñana, a pesar de que no es una especie abundante en este área. La depredación parcial de *Bufo bufo*, evitando el consumo de sus partes más tóxicas ha sido descrito anteriormente, como es el caso de la depredación por nutrias en Gredos (LIZANA & PÉREZ MELLADO, 1990).

Figura 5. *Bufo bufo* en su característica postura de defensa contra los depredadores.
Figure 5. Characteristic defensive posture of *Bufo bufo.*

Entre las otras especies que sí aparecen en las dietas analizadas, la baja aparición de *Discoglossus galganoi* y *Pelodytes ibericus* se puede asociar a la menor abundancia de estas en relación a las otras especies más consumidas (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2006). La depredación de *Hyla meridionalis*, que es una especie abundante en Doñana (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2006), concierne principalmente a depredadores relacionados con el medio acuático, por lo que parece asociarse a la época de reproducción, mientras que sus hábitos arborícolas probablemente hacen que esta especie sea menos accesible para los depredadores en general.

Los anfibios que aparecen en la dieta de mayor número de especies depredadoras son *Pelobates cultripes, Pleurodeles waltl* y *Rana perezi*, todos ellos muy abundantes en Doñana (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2005). Las dos primeras especies son además de reproducción explosiva y, en determinadas épocas del año, coincidiendo especialmente con días lluviosos de otoño o invierno, se detecta un elevadísimo número de individuos que migran hacia los medios acuáticos (VALVERDE, 1967; DÍAZ-PANIAGUA & RIVAS, 1987; DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2005). En esas ocasiones, constituyen un recurso de gran abundancia que no es desechado por los predadores, a pesar de su toxicidad y comportamientos defensivos, que en muchos casos consisten en hinchar su cuerpo de manera que el animal parezca más voluminoso, disuadiendo así al predador. En Doñana, hemos observado concretamente este comportamiento en *Bufo bufo, Rana perezi, Pelobates cultripes* y *Discoglossus galganoi* (observaciones propias y DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2005). Sin embargo, ni la toxicidad ni el aumento de volumen parecen mostrar efectividad ante depredadores de notable mayor tamaño que la presa, como son la mayoría de las especies depredadoras que se detectan en este estudio.

Los adultos de la mayoría de las especies de anfibios tienen actividad nocturna, y es en este periodo del día cuando mayor probabilidad tienen de ser consumidos. A pesar de ello, entre sus depredadores se encuentran también especies diurnas, destacando las aves acuáticas, que ingieren especialmente a los anfibios más asociados a los cuerpos de agua, donde se localizan tanto de día como de noche.

Entre los depredadores, el mayor número de especies de aves sencillamente refleja la mayor diversidad de este grupo en Doñana, entre las que especialmente las acuáticas y las rapaces son muy abundantes (ver por ejemplo VALVERDE, 1967). Como consumidores de anfibios, pero sin precisar la especie ingerida, se conocen también entre las aves a *Corvus corax* (AMAT & OBESO, 1989) y *Burhinus oedicnemus* (AMAT, 1986).

Hay que destacar que entre los mamíferos, el número de especies consumidoras de anfibios es muy alto en relación al número total de carnívoros del área. En particular, cabe señalar en este grupo la ausencia de depredación por lince, un especialista en el consumo de conejos (DELIBES, 1980; BELTRÁN & DELIBES, 1991), y zorro que, aunque ha sido citado como depredador de anfibios en otras áreas (VALVERDE, 1967; SALVADOR & GARCÍA-PARÍS, 2001), en Doñana no parece consumirlos (RAU *et al.*, 1987; FEDRIANI, 1996).

Entre los reptiles, sólo se detecta en este estudio una especie depredadora, pero hay que tener en cuenta que no son abundantes los análisis ni las observaciones directas de alimentación de reptiles disponibles. Entre los ofidios, en otras áreas se considera el consumo por víboras (BARBADILLO *et al.*, 1999; SALVADOR & GARCÍA-PARÍS, 2001; GARCÍA-PARÍS *et al.* 2004) y por *Natrix natrix*, pero no se ha constatado en Doñana. La depredación por anfibios resulta sorprendente, ya que la mayoría de de las especies se consideran principalmente insectívoras en su fase adulta (SALVADOR & GARCÍA-PARÍS, 2001; GARCÍA-PARÍS *et al.*, 2004; DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2005), y responde a la ingestión de individuos de pequeño tamaño por individuos considerablemente

mayores, lo que probablemente ocurre ocasionalmente en épocas de gran actividad.

El gradiente de intensidad de depredación que detectamos en este estudio no coincide completamente con la abundancia, los mecanismos de defensa, ni la reproducción explosiva de las especies (tabla II), pero sí presenta una alta coincidencia con la duración del periodo larvario y tamaño metamórfico. Entre las especies escasamente o no depredadas, se encuentran las de menor duración del periodo larvario (1-2 meses en *Bufo calamita*, 3 meses en los tritones), que a su vez comienzan la fase terrestre con un reducido tamaño, lo que parece reflejar que su riesgo de depredación es menor como individuo terrestre que como acuático. Por otro lado, las especies más depredadas, pueden llegar a alcanzar un tamaño metamórfico incluso similar al de los adultos (*Pelobates cultripes* y *Pleurodeles waltl* y en algunos casos también *Rana perezi*), y sus larvas llegan a permanecer en el agua más de seis meses, donde probablemente se benefician de menor número de depredadores que en el medio terrestre. Estos resultados parecen confirmar los modelos sobre duración del periodo larvario en anfibios (WILBUR & COLLINS, 1973) e indicar que la presión de depredación, además de haber contribuido a la evolución de mecanismos de defensa contra los depredadores, ha modelado las estrategias de vida de las especies, desarrollando mayor periodo larvario y adquiriendo mayor tamaño corporal antes de abordar su fase terrestre en las especies más depredadas. Por el contrario, en las especies cuyos mecanismos de defensa son efectivos contra los depredadores, la obligada fase acuática no es tan prolongada, permitiéndose afrontar el inicio de la fase terrestre con reducido tamaño corporal.

REFERENCIAS

ADRIÁN, M.I. & DELIBES, M. 1987. Food habits of the otter (*Lutra lutra*) in two habitats of the Doñana National Park, SW Spain. *J. Zool.*, 212: 399-406.

AMAT, J.A. 1986. Information on the diet of the Stone Curlew *Burhinus oedicnemus* in Doñana, southern Spain. *Bird Study,* 33: 71-73.

AMAT, J.A. & HERRERA, C.M. 1977. Alimentación de la garza imperial (*Ardea purpurea*) en las marismas del Guadalquivir durante el período de nidificación. *Ardeola*, 24: 95-104.

AMAT, J.A. & OBESO, R. 1989. Alimentación del cuervo (*Corvus corax*) en un ambiente marismeño. *Ardeola*, 36: 219-224.

BARBADILLO, L.J., LACOMBA, J.E., PÉREZ-MELLADO, V., SANCHO, V. & LÓPEZ-JURADO, L.-F. 1999. *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Geoplaneta, Barcelona.

BELTRÁN, J.F. & DELIBES, M. 1991. Ecologia trófica del lince ibérico en Doñana durante un periodo seco. *Doñana, Acta Vertebr.,* 18: 113-122.

BRODIE, E.D., Jr. 1977 Salamander antipredator mechanisms. *Copeia,* 1977: 523-535.

CALDERÓN, J. & COLLADO, E. 1976. Selectividad en la predación de la lechuza común (Tyto alba) sobre *Rana ridibunda. Doñana, Acta Vertebr.*, 3: 129-136.

COSTA, L. 1984. Alimentación de la pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*) en las Marismas del Guadalquivir. *Doñana, Acta Vertebr.*, 11: 185-195.

DELIBES, M. 1975. Alimentación del milano negro (*Milvus migrans*) en Doñana (Huelva, España). *Ardeola*, 21: 183-207.

DELIBES, M. 1980. Feeding ecology of the Spanish lynx in the Coto Doñana, Huelva, España. *Acta Theriologica,* 25: 309-324.

DELIBES, M. & GARCÍA, L. 1984. Hábitos alimenticios del milano real en Doñana durante el período de cría. *Ardeola*, 31: 115-121.

DÍAZ-PANIAGUA, C. & RIVAS, R. 1987. Datos sobre actividad de anfibios y pequeños reptiles de Doñana (Huelva, España). *Mediterránea Ser. Biol.*, 9: 15-27.

DÍAZ-PANIAGUA, C., GÓMEZ RODRIGUEZ, C., PORTHEAULT, A. & DE VRIES, W. 2005. *Los anfibios de Doñana.* Naturaleza y Parques Nacionales, Serie Técnica. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

DÍAZ-PANIAGUA, C., GÓMEZ RODRIGUEZ, C., PORTHEAULT, A. & DE VRIES, W. 2006, en prensa. 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* (en prensa).

DUELLMAN, W.E. & TRUEB, L. 1986. *Biology of amphibians*. MacGraw Hill. New York.

FEDRIANI, J.M. 1996. Dieta anual del zorro, *Vulpes vulpes*, en dos hábitats del Parque Nacional de Doñana. *Doñana, Acta Vertebr*. 23: 143-152.

GARCÍA-PARÍS, M., MONTORI, A. & HERRERO, P. 2004. *Fauna Ibérica, vol 24: Amphibia. Lissamphibia.* Museo Nacional Ciencias Naturales-Consejo Superior Investigaciones Científicas, Madrid.

HERRERA, C.M. 1974. Régimen Alimenticio de *Tyto alba* en España sudoccidental. *Ardeola*, 19: 359-394.

LIZANA. M. & PÉREZ MELLADO, V. 1990. Depredación por la Nutria (*Lutra lutra*) del sapo de la Sierra de Gredos (*Bufo bufo gredosicola*). Doñana, Acta Vertebrata, 17: 109-112.

MACÍAS, M., GREEN, A. & SÁNCHEZ, M.I. 2004. The diet of the glossy ibis during the breeding season in Doñana, Southwest Spain. *Waterbirds*, 27: 234-239.

MÁÑEZ, M. 1983. Variaciones geográficas y estacionales en la dieta del mochuelo común (*Athene noctua*) en España. XVI Congreso Internacional Fauna cinegética y silvestre. Trujillo 1981: 617-634.

MARCO, A. & LEGUÍA, J. 2001. Unken reflex en el tritón ibérico, *Triturus boscai*: postura defensiva innata en hábitats terrestres. *Revista Española Herpetología*, 15: 5-11.

MARTÍN, J. & LÓPEZ, P. 1990. Amphibians and reptiles as prey of birds in southwestern Europe. *Smithsonian Herpetological Information Service*, 82: 1-43.

MARTÍN FRANQUELO, R. 1984. *Ecología trófica del tejón* (Meles meles) *en la Reserva Biológica de Doñana*. Tesina de Licenciatura, Univ. Sevilla.

NOWAK, R.T. & BRODIE, E.D., Jr. 1978. Rib penetration and associated antidepredator adaptations in the salamander *Pleurodeles waltl* (Salamandridae). *Copeia*, 1978: 424-429.

PALOMARES, F. & DELIBES, M. 1991. Alimentación del meloncillo *Herpestes ichneumon* y de la gineta *Genetta genetta* en la Reserva Biológica de Doñana, S.O. de la Península Ibérica. *Doñana, Acta vertebr.,* 18: 5-20.

RAU, J., DELIBES, M. & BELTRAN, J.F. 1987. Estudio comparado de la dieta de los zorros mediterráneos (Carnivora, Canidae). *Anales Museo de Historia Natural Valparaíso*, 18: 163-168.

RIVAS, R. 1982. *La rana verde de charco* (Rana perezi *Lopez Seoane 1885*) *en Doñana*. Tesina de licenciatura. Univ. Autónoma. Madrid.

ROMÁN, J., RUÍZ, G. & DELIBES, M. 1999. *Estatus, distribución y problemas de conservación de los mamíferos carnívoros y otros vertebrados terrestres en los sectores Norte y Oeste del Parque Natural de Doñana*. Informe Técnico no publicado. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

SALTHE, S.N. & MECHAM, J.S. 1974. Reproductive and courtship patterns. In: LOFTS, B. (Ed.) *Physiology of the Amphibia*, vol. II: 309-521. Acad. Press. New York.

SALVADOR, A. & GARCÍA-PARÍS, M. 2001. *Anfibios españoles*. Canseco editores, Talavera de la Reina

VALVERDE, J.A. 1960. Vertebrados de las Marismas del Guadalquivir (Introducción a su estudio ecológico). *Arch. Ins. Acl. Almería*, 9: 1-168.

VALVERDE, J.A. 1967. *Estructura de una comunidad mediterránea de vertebrados terrestres*. Monografías de la Estación Biológica de Doñana. CSIC. Madrid.

VENERO, J.L. 1984. Dieta de los grandes fitófagos del Parque Nacional de Doñana-España. *Doñana, Acta Vertebr.,* 11. Número especial.

VERMONT, M. 1980. Capture et ingurgitation d'un vertébré par une echasse blanche, *Himantopus himantopus*. Nos Oiseaux, 35: 289.

WELLS, K.D. 1977. The social behaviour of anuran amphibians. *Anim. Behav.*, 25: 666-693.

WILBUR, H.M. & COLLINS, J.P. 1973. Ecological aspects of amphibian metamorphosis. *Science*, 1982: 1305-1314.

Datos biométricos preliminares de dos poblaciones de galápago europeo (*Emys orbicularis*) en el sur de Navarra

Aitor Valdeón

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	158-163	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Datos biométricos preliminares de dos poblaciones de galápago europeo (*Emys orbicularis*) en el sur de Navarra

Preliminary biometric data of two European pond turtle (*Emys orbicularis*) populations from Southern Navarre (Spain)

Aitor Valdeón
Sociedad de Ciencias Aranzadi, Observatorio de Herpetología, Zorroagagaina, 11. 20014 Donostia-San Sebastián
emys@galapagosdenavarra.com

RESUMEN

Muchas de las citas de galápagos en Navarra provienen de observaciones no sistematizadas ni publicadas, tampoco habiéndose abordado estudios poblacionales hasta el momento. Dos poblaciones de galápago europeo se han analizado biométricamente de manera preliminar. La mayoría de ejemplares se capturaron mediante nasas portuguesas y nasas flotantes, y algunos lo fueron a mano. En el LIC Badina Escudera (Villafranca), de aproximadamente 1,5 km de longitud, a lo largo de un año se han obtenido 71 ejemplares, mientras que en tan sólo 4 días de agosto, en una balsa de escasas dimensiones (40 m de largo) del Parque Natural de las Bardenas Reales se han capturado 61. Además de comprobarse la alta densidad de individuos en esta balsa se han hecho otras observaciones en el barranco que la contiene, así como en otras zonas húmedas cercanas. La población parece estar bien estructurada, siendo el 49,2% de los individuos menores de 120 mm de longitud de espaldar (CL). Estos datos contrastan con los de Villafranca donde, a pesar del considerable número de ejemplares localizados, el de juveniles es bajo (12,7% menores de 120 mm de CL). En ambas poblaciones la sex-ratio es aproximadamente 1:1. También se confirma el dimorfismo sexual en las poblaciones navarras de galápago europeo, siendo las hembras más grandes y con una relación plastrón/espaldar mayor que en los machos.

PALABRAS CLAVE: *Chelonia, Emydidae, Emys orbicularis*, Navarra, galápago, estructura poblacional.

ABSTRACT

In Navarra there were only sightings and/or non systematic captures of pond turtles, but no population analysis of this species was made before now. In this study two European pond turtle populations located in protected places, 10 km far one from each other, were analyzed biometrically. Most of the individuals were captured using shrimp and floating traps, but also some individuals were captured by hand. During almost one year, 71 E. orbicularis were captured in Villafranca pond, inside the Badina Escudera LIC, about 1.5 km long, while 61 individuals were captured in only four days in a small pond (40 m) inside the Bardenas Reales Natural Park. We can assume that Bardenas Reales population has an important density of terrapins, because there are several places with presence of them further that the sampled pond. Even more, captures show that 49.2% of the individuals have their carapaces smaller than 120 mm. Although in Villafranca pond there were located several individuals, only 12.7% of them were below 120 mm. The sex ratio is near 1:1 in both populations. The sexual dimorphism is confirmed in populations from Navarre: Females are bigger than males, and plastron/carapace index is also bigger in females.

KEY WORDS: *Chelonia, Emydidae, Emys orbicularis*, Navarre, pond turtle, population structure.

LABURPENA

Nafarroako apoarmatuei buruzko aipu asko eta asko behaketa ez-sistematizatuetatik eta ez-argitaratuetatik datoz, eta populazioei buruzko ikerketarik ere ez da bultzatu orain artean. Aldez aurretiko ikerketa modura, apoarmatu istilzalearen bi populazio ikertu dira biometrikoki. Ale gehienak harrapatzeko, nasa portugaldarrak eta ur gaineko nasak erabili ziren, eskuz harrapatutako bakan batzuk izan ezik. Badina Escudera LIC-ean (Alesbes), luzeraz gutxi gora-behera 1,5 km-koan, urte batean 71 ale lortu dira; abuztuko 4 egun bakanetan, berriz, Errege Bardeetako Parke Naturalean dagoen dimentsio txikiko istil batean (40 m luze) 61 harrapatu dira. Istil horretako indibiduo-dentsitate handia egiaztatzeaz gain, beste hainbat behaketa ere egin dira bertako sakanean, baita inguruko hezeguneetan ere. Populazioa ongi egituraturik dagoela ematen du, indibiduoen %49,2k daukaten bizkar-ezkutua (CL) 120 mm-tik beheitikoa delarik. Datu hauek eta Alesbeskoak ez datoz bat, zeren-eta han ale askotxo aurkitu arren, indibiduo gazteen kopurua baxua baita (%12,7k 120 mm-tik beheitiko CL dauka). Sex-ratioa gutxi gora-behera 1:1 da bi populazioetan. Apoarmatu istilzalearen nafar populazioetan sexu-dimorfismoa ere egiaztatu da, emeak tamainaz handiagoak direlarik eta arrek baino plastroi/bizkar-ezkutu erlazio handiagoa ere dutelarik.

GAKO-HITZAK: *Chelonia, Emydidae, Emys orbicularis*, Nafarroa, apoarmatua, populazio-egitura.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento de la distribución de *Emys orbicularis* en Navarra es todavía escaso, estando ésta muy incompleta, con numerosos huecos, y sin renovar desde el Atlas de los Anfibios y Reptiles de Navarra (Gosá & Bergerandi, 1994). Las observaciones circunstanciales son relativamente abundantes, aunque no se han sistematizado ni publicado. Tampoco se ha abordado el estudio poblacional, que es el objetivo de este artículo.

Ciertas referencias actuales pusieron en antecedentes la existencia de dos importantes poblaciones, para las que se aportan datos preliminares

sobre la estructura de edades y ciertos rasgos biométricos útiles para su caracterización.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las poblaciones estudiadas se localizan en territorios con alguna figura de protección, e incluidos en la red Natura 2000 como LICs. Estos núcleos distan entre sí unos 10 km en línea recta. En Villafranca (Enclave Natural de Badina Escudera) los galápagos colonizan lagunas, mientras que en el Parque Natural de las Bardenas Reales se establecen en un barranco húmedo, concentrándose en pequeñas presas y remansos. La vegetación acuática dominante en ambos enclaves es el carrizo (*Phragmites australis*).

Los galápagos en Villafranca habitan prácticamente todas las lagunas producidas por la fragmentación artificial de la laguna original, de 1,5 km de longitud y 75 m de anchura. Algunos humedales están cubiertos de carrizo prácticamente en su totalidad y otros presentan un alto porcentaje de aguas libres, bordeadas por orlas de carrizo de 1 a 10 metros de anchura. La diversidad de anfibios es muy escasa, siendo la rana común (*Pelophylax perezi*) el único que se reproduce con seguridad.

En Bardenas la población de *Emys orbicularis* se localiza en un barranco húmedo prácticamente cubierto de carrizo, salvo en unos pocos puntos donde presenta pequeñas extensiones de aguas libres, coincidiendo con presas y remansos. Los galápagos estudiados se recolectaron en una presa que forma una pequeña balsa de forma rectangular, de unos 40 m de largo y 30 m de ancho, aunque también se observaron individuos en otros puntos del barranco. En la zona se reproducen al menos 4 especies de anfibios (*Pelophylax perezi, Bufo calamita, Pelodytes punctatus y Pelobates cultripes*).

Las capturas se realizaron mediante nasas portuguesas, nasas flotantes y a mano. Se identificaron mediante marcaje periférico (CAGLE, 1939), siguiendo un código numérico (HOLLAND, 1991), y algunos también mediante microchipado subcutáneo (microchips Cromasa para perros). Los galápagos fueron liberados en el lugar exacto de su captura tras su fotografiado con cámara digital, pesado con báscula electrónica de precisión 1gr y toma de datos biométricos (FRITZ, 1993) mediante calibre digital de precisión 0,01 mm. Los muestreos se realizaron entre julio de 2005 y agosto de 2006 en Villafranca, y en 4 días de agosto de 2006 en Bardenas.

RESULTADOS

La muestra capturada está compuesta por 71 ejemplares en Villafranca y 61 en Bardenas. La sex-ratio es semejante en ambas poblaciones, de 0,96:1 favorable a las hembras en Villafranca, y 1,17:1 favorable a los machos en Bardenas (χ^2 = 0,455; 1 g.l. ; p = 0,500). La primera está compuesta mayoritariamente por adultos, mientras que en la de Bardenas las clases de edad se reparten más equilibradamente (figura 1).

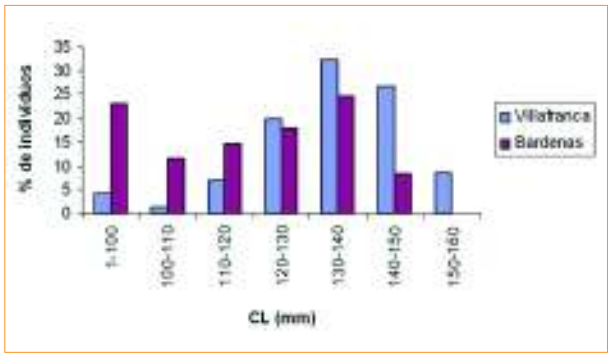


Figura 1. Estructura poblacional de los núcleos de Villafranca y Bardenas, a partir de los tamaños de espaldar (CL, mm).

Figure 1. Structure of Villafranca and Bardenas populations, derived from the size of carapace (CL, mm).

Se aprecia un claro dimorfismo sexual para el tamaño del espaldar (CL), siendo las hembras significativamente mayores que los machos en ambas poblaciones (Villafranca: t = 4,794; g.l. = 65; p < 0,001; Bardenas: t = 4,824; g.l. = 35; p < 0,001). Los galápagos de Villafranca son, igualmente, significativamente mayores que los de Bardenas en ambos sexos (U de Mann-Whitney, p = 0,009 en hembras y p = 0,019 en machos; tabla I).

El índice PL/CL, que establece la relación entre la longitud del plastrón (PL) y la del espaldar (CL), decrece en los machos de ambas poblaciones desde que alcanzan el estado adulto, mientras que en las hembras se mantiene estable desde que el espaldar alcanza, al menos, los 125-130

	N	CL media	Desv. típ.	Rango
HV	34	141,38	9,99	110,43-159,78
MV	32	130,56	8,19	112,69-150,12
HB	18	136,18	6,40	118,86-144,80
MB	20	123,48	9,36	106,89-137,48

Tabla I. Biometría del espaldar (CL, mm), por sexos y poblaciones. H: Hembras; M: Machos; V: Villafranca; B: Bardenas.
Table I. Biometry of carapace (CL, mm) by sexes and populations. H: Females; M: Males; V: Villafranca; B: Bardenas.

mm de longitud (figura 2). El índice viene a explicar aspectos de la morfología general de los galápagos relacionados con su crecimiento, por lo que su tendencia es compartida tanto por sexos como por poblaciones, de manera que la muestra total se puede agrupar por sexos, para establecer el dimorfismo sexual de la especie para este rasgo morfológico, que viene refrendado por el análisis estadístico, resultando un índice significativamente mayor en las hembras ($t = 19{,}287$; g.l. = 103; $p < 0{,}001$).

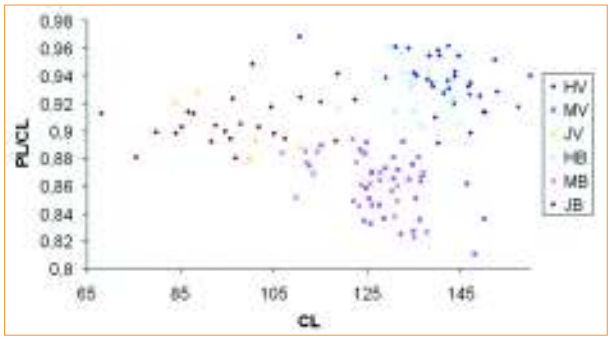


Figura 2. Variación del índice longitud del plastrón / longitud del espaldar (PL/CL) en función de la longitud del espaldar. H: Hembras; M: Machos; J: Juveniles; V: Villafranca; B: Bardenas.

Figure 2. Variation of PL/CL index (plastron length / carapace length) versus the carapace length. H: Females; M: Males; J: Young terrapins; V: Villafranca; B: Bardenas.

DISCUSIÓN

Las poblaciones estudiadas comparten rasgos biométricos, como el dimorfismo sexual para la talla, que ha sido profusamente comprobado en la mayoría de poblaciones europeas (Alarcos *et al.*, 2005; Fritz, 1992, 1993, 1994, 1995; Fritz *et al.*, 1995,1996; Kotenko *et al.*, 2005; Mazzotti, 1995; Roessler, 1999; Servan, 1998; Snieshkus, 1998; Zuffi & Gariboldi, 1995; Zuffi *et al.*, 2007), y la sex- ratio, con proporciones de sexos equilibradas como en Zamora (Alarcos *et al.*, 2005) y Valencia (Sancho & Lacomba, 2001), a diferencia de otras poblaciones en Galicia (Ayres & Cordero, 2001) y Doñana (Keller, 1997), donde presentan un sesgo significativo hacia los machos, y de otras como la de Burriana (Castellón) (Sancho & Ramia, 2005), donde el sesgo es hacia las hembras. Sin embargo, las dos poblaciones navarras ofrecen patrones demográficos claramente diferenciados, que pueden responder a factores ambientales distintos en ambos enclaves. Algunas de las causas pueden tener que ver con la diferente composición faunística en los ecosistemas. La presencia de abundantes depredadores potenciales de neonatos y juveniles en Villafranca, como garzas (*Ardea purpurea, Ardea cinerea, Bubulcus ibis*) y peces introducidos para la pesca (*Anguilla anguilla* y, posiblemente, *Silurus glanis*), ha podido contribuir a la escasez de las primeras clases de edad detectada en el muestreo. Esta presión es muchísimo menor en Bardenas, donde las aves acuáticas se presentan de forma esporádica y los peces que habitan el barranco son autóctonos y de pequeño tamaño (*Barbus sp.*). Otra posible causa de desequilibrio en la población de Villafranca puede ser la fuerte concentración de productos fitosanitarios y fertilizantes que debe recibir, procedente de los cultivos extensivos que rodean la laguna en todo su perímetro. Cabe destacar a este respecto que el "daño cromosómico" en el galápago europeo ya ha sido registrado en ciertos enclaves contaminados de Azerbaiyán (Matson *et al.*, 2005).

El índice PL/CL nos indica la relación entre las longitudes de plastrón y espaldar, que resulta ser muy dimórfico, al tener las hembras el plastrón más largo que los machos en proporción con el espaldar (Ayres & Cordero, 2001). Recientes ensayos ponen de manifiesto que los machos son capaces de distinguir el tamaño de un congénere por el contenido de sus feromonas (Poschadel *et al.*, 2006). Este diferente contenido hormonal entre animales de diferente talla puede ser consecuencia de una diferenciación sexual creciente a lo largo del desarrollo de los machos, para ser cada vez más competitivos, y el acortamiento del plastrón respecto al espaldar supone mayor movilidad para efectuar las cópulas, logrando el objetivo de cubrir a las hembras de manera más eficiente. Así, el índice PL/CL será menor en los machos cuanto más grandes sean. Probablemente exista alguna acción de la testosterona que ralentice el crecimiento del plastrón, de los estrógenos que potencien este crecimiento, o incluso de ambos, porque los juveniles se sitúan con valores de PL/CL en torno a 0,9 y las hembras elevan este valor a medida que crecen (se desarrolla más rápido el plastrón que el espaldar), mientras que los machos lo reducen (crece más rápido el espaldar que el plastrón).

Aislando los datos de Villafranca obtenidos en agosto, y comparándolos con los que se recogieron a lo largo del año no se aprecian diferencias en los grupos de edades capturados ni en la sex ratio, que puedan ser debidas a un sesgo por la época de muestreo, sino a un diferente tamaño muestral. Cabe deducir por tanto que los datos de Villafranca y de Bardenas son comparables entre sí, al contar ambos con un buen tamaño de muestra, aunque los de Bardenas sean de unas fechas muy concretas (agosto).

AGRADECIMIENTOS

A César Ayres, Xabier Rubio y Alberto Gosá, por la asesoría técnica. A Senda Viva por la cesión de los microchips. A Daniel Alonso Urmeneta, Efrén Fernández, Alberto Bergerandi, José Antonio Martínez, Javier Murillo, Alejandro Urmeneta y Enrique Mozaz por las citas de galápagos. A Gonzalo Martínez y Jokin Larumbe por la confianza depositada en mí y por gestionar las autorizaciones oportunas. A Fernando Mendoza por el interés mostrado en la conservación de los galápagos y por el material cartográfico facilitado.

En especial a mi novia, Beatriz Laso, por la compañía en los muestreos y por la paciencia e interés mostrados en ellos.

BIBLIOGRAFÍA

ALARCOS, G., ORTIZ, M.E., FERNÁNDEZ-BENÉITEZ, M.J. & LIZANA, M. 2005. Preliminary data on the structure of an *Emys orbicularis* stream population in Los Arribes del Duero (Zamora, Spain). *Abstracts 4th International Symposium on Emys orbicularis, Valencia,* 42-43.

AYRES, C. & CORDERO, A. 2001. Sexual Dimorphism and Morphological Differentiation in European Pond Turtle (*Emys orbicularis*) Populations from Northwestern Spain. *Chelonian Conservation and Biology*, 4 (1): 100-106.

BERGERANDI, A. 1981. Estudio herpetológico de Navarra (biometría, distribución y biología de la herpetofauna navarra). *Príncipe de Viana (Suplemento de Ciencias)*, 1: 105-124.

CAGLE, F.R. 1939. A system of marking turtles for future identification. *Copeia*, 1939: 170-173.

FRITZ, U. 1992. Zur innerartlichen Variabilität von *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). 2. Variabilität in Osteuropa und Redefinition von *Emys orbicularis orbicularis* (Linnaeus, 1758) und *E. o. hellenica* (Valenciennes, 1832). *Zool. Abh. Mus. Tierkd. Dresden*, 47 (5): 37-77.

FRITZ, U. 1993. Zur innerartlichen Variabilität von *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). 3. Zwei neue Unterarten von der Iberischen Halbinsel und aus Nordafrika, *Emys orbicularis fritzjuergenobsti* subsp. nov. und *E. o. occidentalis* subsp. nov. (Reptilia, Testudines: Emydidae). *Zoologische Abhandlungen* (Dresden) 47: 131-155.

FRITZ, U. 1994. Zur innerartlichen Variabilität von *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). 4. Variabilität und Zoogeographie im pontokaspischen Gebiet mit Beschreibung von drei neuen Unterarten. *Zool. Abh. Mus.Tierkd. (Dresden),* 48 (4): 53-93.

FRITZ, U. 1995. Zur innerartlichen Variabilität von *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). 5a. Taxonomie in Mittel-Westeuropa, auf Korsika, Sardinien, der Apenninen-Halbinsel und Sizilien und Unterartengruppen von *E. orbicularis. Zool. Abh. Mus. Tierkd. (Dresden)*, 48 (13): 185-242.

FRITZ, U., KUZMIN, S.L., KOLOBAJEWA, O.W. & ORLOWA, W.F. 1995. Zur Variabilität der Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) im Gebiet zwischen Manytsch-Niederung und Don (Rußland). *Salamandra*, 31 (4): 231-236.

FRITZ, U., KELLER, C. & BUDDE, M. 1996. Eine neue Unterart der Europäischen Sumpfschildkröte aus Südwestspanien, *Emys orbicularis hispanica* subsp. nov. *Salamandra,* 32 (3): 129-152.

GOSÁ, A. & BERGERANDI, A. 1994. Atlas de distribución de los Anfibios y Reptiles de Navarra. Munibe. *Ciencias Naturales*, 46: 109-189.

HOLLAND, D. C. 1991. *A synopsis of the ecology and current status of the western pond turtle (Clemmys marmorata) in 1991*. Report to USDI Fish and Wildlife Service, National Ecology Research Center, San Simeon, California.

KELLER, C. 1997. *Ecología de poblaciones de* Mauremys leprosa *y* Emys orbicularis *en el Parque Nacional de Doñana*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla.

KOTENKO, T., ZINENKO, O., GUICKING, D., SAUER-GÜRTH, H., WINK, M. & FRITZ U. 2005. First data on the geographic variation of *Emys orbicularis* in Ukraine: mtDNA haplotypes, colouration and size. In: *Herpetologia Petropolitana*, N. Ananjeva und O. Tsinenko (Eds): 43-46.

MAZZOTTI, S. 1995. Population structure of *Emys orbicularis* in the Bardello (Po Delta, northern Italy). *Amphibia-Reptilia*, 16: 77-85.

POSCHADEL, J.R.; MEYER-LUCHT, Y. & PLATH, M. 2006. Response to chemical cues from conspecific reflects male mating preference for large females and avoidance of large competitors in the European pond turtle, *Emys orbicularis*. *Behaviour*, 143: 569-587.

ROESSLER, M. 1999. Study on the population ecology of *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) in the Austrian Danubian woodlands (Reptilia: Testudines: Emydidae). *Faunistische Abhandlungen Dresden*, 21: 283-304.

SALVADOR, A. & PLEGUEZUELOS, J.M. 2002. *Reptiles Españoles. Identificación, historia natural y distribución*. Canseco Editores, S.L., Talavera de la Reina.

SANCHO, V. & LACOMBA, T. 2001. Datos preliminares sobre el galápago europeo (*Emys orbicularis*) en el Marjal dels Moros (Sagunt, Valencia). *Dugastella*, 2: 29-35.

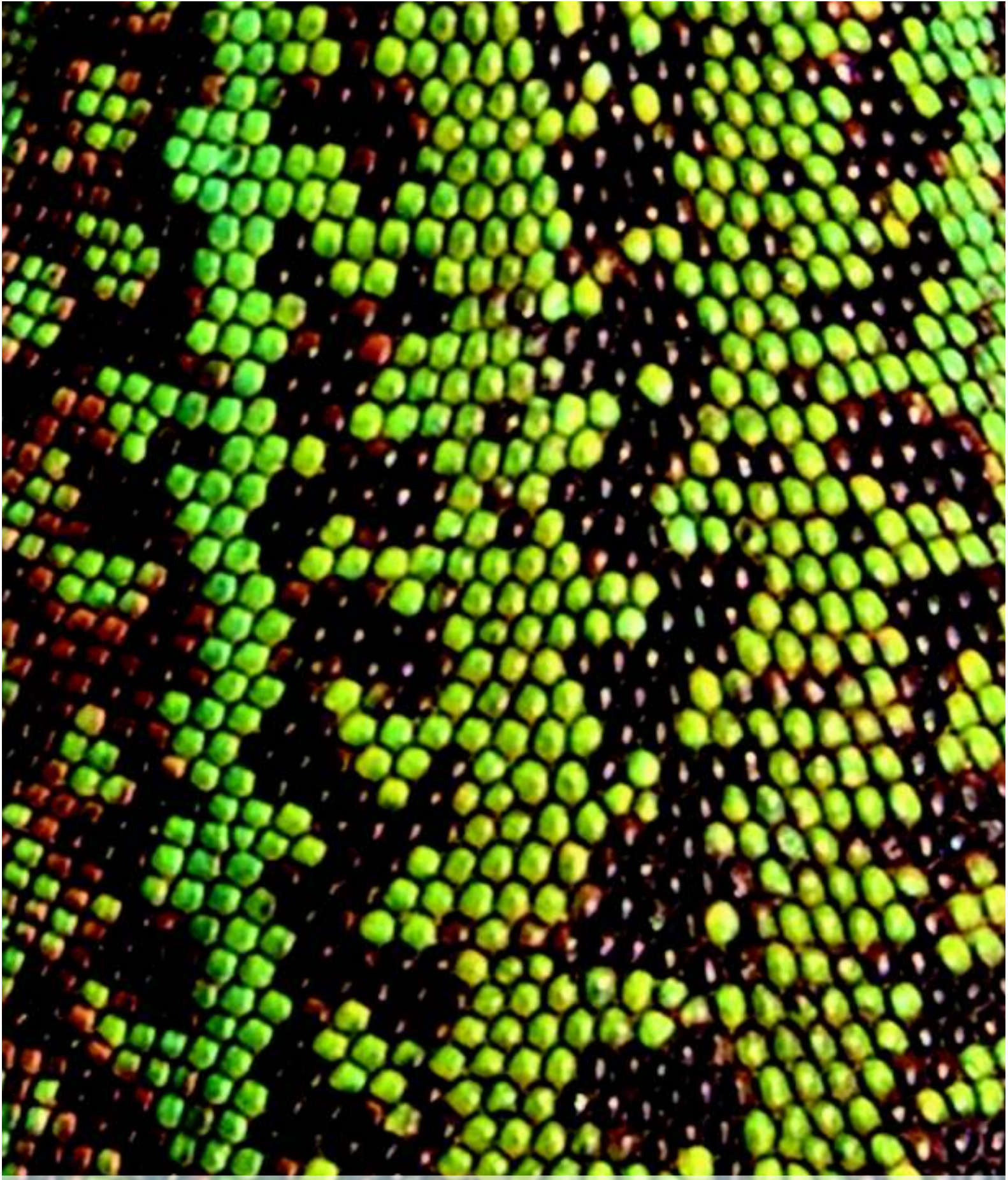
SANCHO, V. & RAMIA, F. 2005. Data on a relict population of Emys orbicularis fritzjuergenobsti from Burriana (Castellón, East Spain). *Abstracts 4th International Symposium on Emys orbicularis, Valencia*, 26.

SERVAN, J. 1998. Ecological study of *Emys orbicularis* in Brenne (central France). Proceedings of the EMYS Symposium Dresden 96. *Mertensiella*, 10: 245-252.

SNIESHKUS, E. 1998. Some observations on secondary sexual characteristics, sex ratio, and reproductive aspects of European pond turtles, *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758), in the former USSR. Proceedings of the EMYS Symposium Dresden 96. *Mertensiella*, 10: 253-258.

ZUFFI, M.A.L. & GARIBOLDI, A. 1995. Sexual dimorphism in Italian populations of the European pond terrapin, *Emys orbicularis*. In: *Scientia Herpetologica*. Llorente, G.A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M.A. (Eds.): 124-129. Barcelona.

ZUFFI, M.A.L., CELANI, A., FOSCHI, E. & TRIPEPI, S. 2007. Reproductive strategies and body shape in the European pond turtle (*Emys orbicularis*) from contrasting habitats in Italy. *Journal of Zoology 271* (2): 218-224.



Datos sobre el crecimiento, madurez y dimorfismo sexual en una población natural de lución (*Anguis fragilis*) en el Noroeste de la Península Ibérica

Ricardo Ferreiro, Pedro Galán, Cristina Brea & Pablo Serantes

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	164-169	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Datos sobre el crecimiento, madurez y dimorfismo sexual en una población natural de lución (*Anguis fragilis*) en el Noroeste de la Península Ibérica

Data on growth, maturity and sexual dimorphism in a natural population of slow-worm (*Anguis fragilis*) in the Northwest of the Iberian Peninsula

Ricardo Ferreiro*, Pedro Galán, Cristina Brea & Pablo Serantes
Dpto. Bioloxía Animal, Biol. Vexetal e Ecoloxía. Fac. Ciencias. Campus da Zapateira s/n 15071 A Coruña
*rferreiro@udc.es

RESUMEN

En una parcela situada en una zona suburbana se desarrolló el seguimiento de una población de lución (*Anguis fragilis*) durante los años 1999 a 2002. Los ejemplares capturados fueron sexados, medidos y marcados individualmente. Gracias a los datos obtenidos se calculó una tasa media de crecimiento para los tres primeros años de vida de 0.157, 0.137 y 0.049 mm/dia. Se ha observado la existencia de dimorfismo sexual en la distribución de tallas de los individuos adultos, así como en las dimensiones del cráneo.

PALABRAS CLAVE: Lución, *Anguis fragilis*, crecimiento, dimorfismo sexual.

ABSTRACT

A slow worm (*Anguis fragilis*) population was studied in a plot sited in a suburban zone from 1999 to 2002. Individuals were sexed, measured and individually marked. On the basis of the data retrieved an average growth rate, for the first three years of life, was obtained: 0.157, 0.137 and 0.049 mm/day. It was observed the existence of sexual dimorphism in the size distribution of adult individuals and also in head size and shape.

KEY WORDS: Slow worm, *Anguis fragilis*, growth, sexual dimorphism.

LABURPENA

Hiri inguruko leku batean kokaturiko lursail batean, ziraun (*Anguis fragilis*) populazio baten jarraipena egin zen 1999tik 2002 urtera arte. Harrapatutako aleak banan-banan sexatuak, neurtuak eta markatuak izan ziren. Lortutako datuei esker, bizitzako hasierako hiru urteetarako kalkulatutako batez besteko hazkunde-tasa 0.157, 0.137 eta 0.049 mm/egunekoa izan zen. Indibiduo helduen taila-distribuzioan sexu-dimofismoa gertatzen dela ikusi da, baita burezurraren dimentsioetan ere.

GAKO-HITZAK: Zirauna, *Anguis fragilis*, hazkundea, sexu-dimorfismoa.

INTRODUCCIÓN

El lución, *Anguis fragilis* Linnaeus, 1758, es una especie muy común y ubicua en Galicia y presenta una distribución mundial realmente amplia, que incluye a numerosos países con gran capacidad de investigación científica. A pesar de ello el número de estudios sobre la biología del lución es aún escaso, y la causa probablemente estribe en la dificultad que supone el marcaje y seguimiento de los individuos de esta especie (Gregory, 1980; Stumpel, 1985; Smith, 1990; Platenberg, 1999). En la Península Ibérica existen muy pocos datos en cuanto a la estrategia vital de la especie; solamente Braña (1983) aporta información acerca de las características reproductoras del lución en Asturias. También se recoge información básica en publicaciones sobre la herpetofauna ibérica (Salvador, 1998; Barbadillo *et al.*, 1999; Salvador & Pleguezuelos, 2002). En cuanto a las poblaciones gallegas sólo existe un estudio sobre la ecología reproductora (Ferreiro & Galán, 2003) e información fragmentaria publicada en obras de carácter general (Curt & Galán, 1982; Galán & Fernández-Arias, 1993; Galán, 1999), por lo que su estudio aportará nuevos conocimientos sobre esta especie.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio de parcela se llevó a cabo en una zona de unas 5 ha dedicada al cultivo, pastoreo y ocio situada en la localidad de Visma, en las afueras de la ciudad de A Coruña (43º 22'N, 8º 25'W; UTM: 29T NJ40), a una altitud de 50 m sobre el nivel del mar y, aproximadamente, a un km de la costa. La vegetación dominante es una pradera usada para el pastoreo de una pequeña cantidad de ganado bovino, compuesta por diversas especies de plantas herbáceas (*Oenanthe crocata, Anthoxantum odoratum, Lolium multiflorum, Dactylis glomerata, Plantago lanceolata, Trifolium*

repens). Rodeando esta zona aparecen pequeñas áreas de matorral formado por *Ulex europaeus* y *Rubus sp.* y zonas arboladas dispersas (*Alnus glutinosa* y *Salix atrocinerea*), así como varias huertas. El área de estudio está situada a unos 100 m del límite urbano de la ciudad y rodea a un colegio público, por lo que la presencia humana en la misma es elevada. Se realizaron muestreos con una periodicidad quincenal, desde el 5 de abril de 1999 hasta el 28 de febrero de 2002. Los individuos fueron capturados a mano, en sus refugios, normalmente bajo piedras, tablas u otros objetos. Tras su captura fueron sexados en función de su coloración y diseño dorsal, de las proporciones de la cabeza y de la constitución general del cuerpo (STUMPEL, 1985; SMITH, 1990), se registró su longitud corporal (LCC: longitud cabeza-cuerpo, medida desde la punta del hocico hasta la cloaca), longitud de la cola (diferenciando en su caso la longitud del fragmento regenerado), longitud del píleo (LP), anchura del píleo (AP) y peso corporal. El marcaje se realizó mediante un cauterizador eléctrico de punta fina (FIAB, modelo F7255) de uso médico y veterinario, con el que se practicaron marcas puntuales en las escamas dorsales de los individuos, técnica ya utilizada previamente con esta especie (STUMPEL, 1985). El marcaje empleado permitió el reconocimiento individual en las recapturas. Los individuos fueron devueltos al punto de captura en las 24 horas siguientes. Se realizó una aproximación al modo de crecimiento de los individuos de la población estudiada. En el caso de animales longevos, de crecimiento lento, como el lución, se ha demostrado que el modelo matemático que mejor se ajusta a su crecimiento es el de Von Bertalanffy (ANDREWS, 1982). Este modelo describe la evolución de la tasa de crecimiento como una progresión exponencial negativa. La fase inicial (rápida) de crecimiento, según este modelo, es aproximadamente lineal; por tanto, para determinar la tasa de crecimiento en esta fase es admisible realizar una aproximación lineal (SHINE, 1978). Para realizar una aproximación lineal al crecimiento se utilizaron los datos de recapturas de individuos subadultos marcados. Se calculó, para cada recaptura obtenida (n= 54), el crecimiento, expresado como la diferencia de talla (LCC) entre la primera y la segunda captura, obteniendo una tasa de crecimiento, expresada en mm/dia. En los casos en que el período entre ambas capturas contenía una fase de inactividad se eliminó este período. En algunos casos, se obtuvieron valores de la tasa de crecimiento negativos. Estos valores se emplearon en los cálculos para no sesgar positivamente los resultados, al no poder detectar los errores cometidos en sentido contrario. A efectos de estos análisis y basándose en las observaciones realizadas en la parcela de estudio se estableció el período medio de reposo para la población de individuos subadultos, entre el 1 de diciembre y el 1 de marzo.

RESULTADOS

Se realizó una regresión lineal del incremento de talla corporal (LCC en mm) sobre los períodos de crecimiento (en días). Se obtuvo una tasa media de crecimiento de 0.117 mm/día. El modelo de crecimiento obtenido, para este período de vida previo a la maduración, es: $y = -0.732+0.117x$. ($n= 53$, $F_{1,52}= 98.167$, $p<0.001$), siendo "y" el crecimiento esperado para un individuo subadulto de la población estudiada en un período de tiempo "x". En función del modelo citado y partiendo de los datos de la longitud cabeza-cuerpo obtenidos en los partos en laboratorio (talla media al nacer: LCC= 48.72 mm; FERREIRO & GALÁN, 2003), se ha realizado una proyección de estos valores, aplicando la tasa de crecimiento obtenida a lo largo del tiempo. Se obtuvo una predicción de los rangos de talla para cada clase de edad (tabla I).

AC	edad	TC	LCCi	LCCf
1-2	0-1	0.157	48.72	98.80
3	1-2	0.137	98.80	136.50
4	2-3	0.049	136.50	150.02

Tabla I. Predicciones de crecimiento promedio para diferentes clases de edad. Se muestra el año calendario (AC), la edad en años, la tasa media de crecimiento en mm/dia (TC), la talla corporal al inicio del periodo de crecimiento (LCCi) y la talla corporal al final del período de crecimiento (LCCf).

Table I. Predictions of average growth for different age-classes. Calendar year (AC), age in years (edad), average growth rate in mm/day (TC), body length at the start of the growth period (LCCi) and body length at the end of the growth period (LCCf) are shown.

Se determinó la talla mínima de madurez sexual en las hembras a partir de los datos de las hembras grávidas encontradas en la población estudiada. La hembra de menor talla observada en el campo con signos de gravidez, posteriormente confirmados por su parto en laboratorio, presentaba una longitud cabeza-cuerpo (LCC) de 135 mm. Las tres hembras grávidas siguientes en talla midieron 141, 147 y 150 mm de LCC. Consideramos, por lo tanto, que la talla mínima de madurez para las hembras de lución en la población de estudio es de 135 mm, con un posible rango de variación de 135-150 mm. Las tasas de crecimiento obtenidas muestran que esta talla se alcanza, en promedio, entre el final de su segundo año de vida, tercer año calendario, y el final de su tercer año de vida, cuarto año calendario. Por tanto, el primer evento reproductor, para una hem-

bra de esta población ocurrirá, en promedio, en su tercer año de vida. Los valores de la talla, tomada como longitud cabeza-cuerpo (LCC), de los individuos de la población monitorizada presentan una distribución, para ambos sexos, que no difiere estadísticamente de una distribución normal (test de Kolmogorov-Smirnov: Machos: Z= 0.962, p= 0.313; Hembras: Z= 1.238, p= 0.093). La longitud media de los machos resultó ser ligeramente superior a la de las hembras; sin embargo esta divergencia no es estadísticamente significativa (test t de Student: t= -0.751, g.l.= 166.959, p= 0.453). Se aprecia una diferencia en la distribución de estas tallas, estando en las hembras más concentrada en torno a la media que en los machos (valores de la desviación típica: Machos= 25.49, Hembras= 16.51; figura 1).

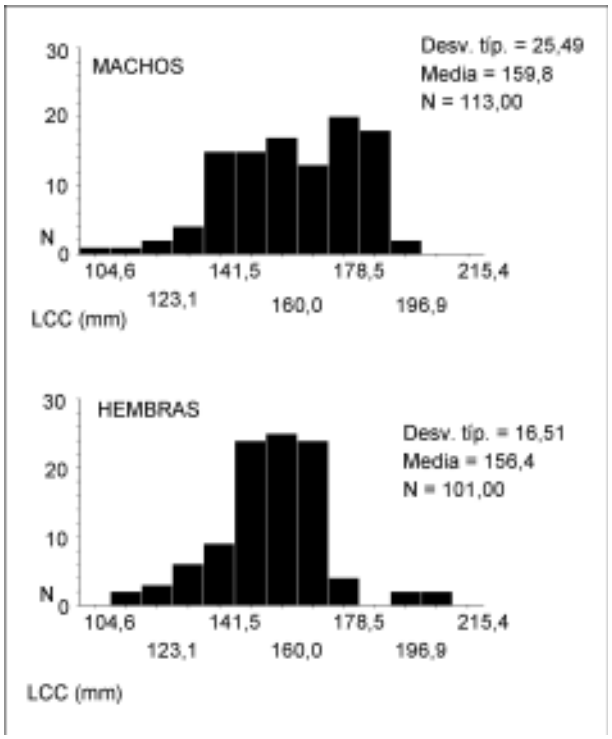


Figura 1. Histogramas de la distribución de frecuencias absolutas de las tallas (LCC) para los individuos de lución capturados en la parcela de estudio (San Pedro de Visma, A Coruña).
Figure 1. Histograms of absolut frequency distribution of length (LCC) for slow worm individuals captured on the study plot (San Pedro de Visma, A Coruña).

Las dimensiones del píleo (cara dorsal del cráneo) se han tomado como referencia de la longitud y anchura del cráneo. La longitud corporal (LCC), la longitud del píleo (LP) y la anchura del píleo (AP) resultaron ser variables que siguen una distribución normal en ambos sexos (test de Kolmogorov-Smirnov: Machos: LCC: Z= 0.962, p= 0.313; LP: Z= 1.065, p= 0.206; AP: Z= 1.162, p= 0.134. Hembras: LCC: Z= 1.238, p=0.093; LP: Z= 1.219, p= 0.102; AP: Z= 0.883; p= 0.416). La media de la longitud del píleo fue superior en los machos (13.62 mm frente a 11.97 mm.), siendo esta diferencia estadísticamente significativa (test t de Student: t= 7.293, g.l.= 160.361, p< 0.001). El valor medio de la anchura del píleo también resultó ser superior en los machos (5.91 mm frente a 5.20 mm). De nuevo esta diferencia fue estadísticamente significativa (test t de Student: t= 5.951, g.l.= 174.164, p< 0.001). Para eliminar el efecto de las variaciones del tamaño corporal entre individuos adultos, se creó una variable resultado del cociente entre la longitud del píleo (LP) y la talla (LCC). Dicha variable no sigue una distribución normal, por lo que para su análisis se ha empleado una prueba no paramétrica. Eliminando el efecto de la longitud corporal se observa que los machos presentan un cráneo de mayor longitud proporcional, siendo la diferencia con las hembras estadísticamente significativa (prueba U de Mann-Whitney: Z= -9.657, p< 0.001). En la figura 2 se aprecia la distribución de la longitud del píleo en relación a la longitud corporal para machos y hembras. Para eliminar el efecto de la talla en la variable anchura del píleo (AP) se ponderó esta medida dividiéndola por la longitud corporal. Se compararon las medias de esta nueva variable para cada sexo, resultando una diferencia estadísticamente significativa (test t de Student: t= 6.553, g.l.= 185, p< 0.001).

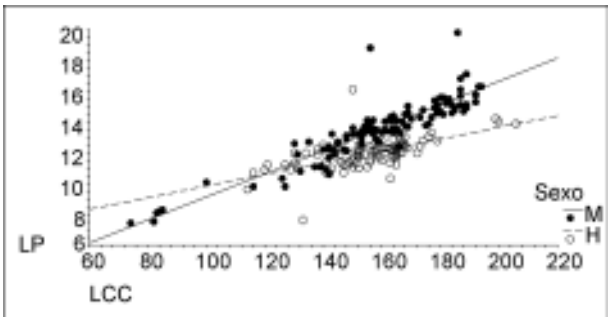


Figura 2. Se representa la longitud del píleo (LP) frente a la longitud corporal (LCC), ambas en mm, para machos (M) y hembras (H).
Figure 2. Pileum length vs body length (LCC), both in mm, are shown for males (M) and females (H).

La figura 3 muestra la relación entre la anchura del píleo y la talla por sexos. La cabeza de los machos es de mayor tamaño que la de las hembras; sin embargo, las proporciones entre la longitud y la anchura del cráneo no difieren notablemente entre sexos (figura 4). La longitud de la cola del lución mide, originalmente, algo más que el resto del cuerpo. Se eliminaron de los análisis relativos a la longitud de la cola aquellos individuos cuya cola era menor que la longitud del cuerpo,

indicio de que había sufrido autotomía. El valor medio de la longitud de la cola resulto ser prácticamente igual en ambos sexos (Machos: 183.9 mm; Hembras: 184 mm). Para eliminar el efecto de la talla sobre la longitud de este apéndice se creó una nueva variable, cociente de la longitud de la cola (LC) con respecto a la longitud cabeza-cuerpo (LCC). Esta variable presenta una distribución normal para ambos sexos (test de Kolmogorov-Smirnov: Machos: Z= 1.227, p= 0.098. Hembras: Z= 0.859, p= 0.451). La diferencia entre ambos sexos no resultó estadísticamente significativa (test t de Student: t= -0.906, g.l.= 51, p= 0.369).

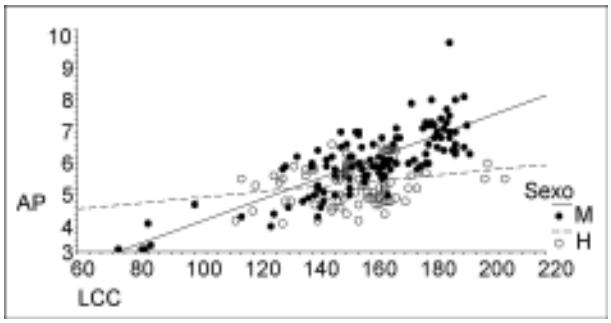


Figura 3. Anchura del píleo (AP) frente a longitud cabeza cuerpo (LCC) para ambos sexos. M: machos, H:hembras.

Figure 3. Pileum width (AP) vs head width (AP) for both sexes. M: males, H: females.

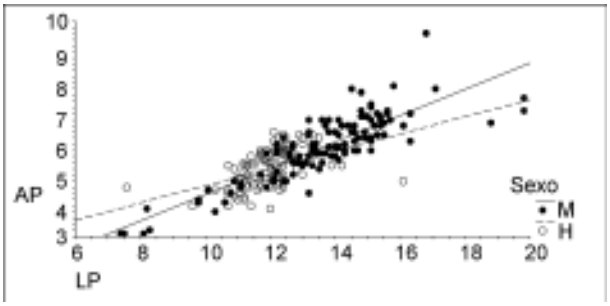


Figura 4. Relación entre la longitud del píleo (LP) y la anchura del píleo (AP) para ambos sexos, M: machos, H: hembras.

Figure 4. Pileus length (LP) and pileum width (AP) ratio for both sexes, M: males, H: females.

DISCUSIÓN

La escasa amplitud térmica anual (8.7ºC) y los bajos valores de evapotranspiración de la zona de estudio, de tipo climático oceánico-húmedo (CARBALLEIRA *et al.*, 1983), dan lugar a un corto período invernal de heladas (menor de un mes o inexistente) y a un período de sequía estival de menos de dos meses de duración. Estas características climáticas permiten a los individuos de *Anguis fragilis* permanecer activos de febrero a octubre o incluso hasta diciembre algunos años. La edad de madurez sexual estimada para los individuos de la población monitorizada ha resultado ser de 2 años para los machos (FERREIRO & GALÁN, inédito) y 3 para las hembras. Estos valores son menores que los observados en las poblaciones del sur de Inglaterra: 4 años para los machos y hembras (SMITH, 1990) o 5 años para las hembras y 3 para los machos (PLATENBERG, 1999). Esta diferencia se debe, probablemente, a que la madurez sexual se relaciona más con una talla que con una edad cronológica, como sucede en otros saurios de regiones templadas, como *Lacerta vivipara* o *Podarcis bocagei* (HEULIN, 1985; BAUWENS & VERHEYEN, 1987; GALÁN, 1996). La talla de madurez es alcanzada antes en las poblaciones ibéricas debido, probablemente, al mayor número de días de actividad por año (unos 300 comparados con, aproximadamente 200, en las poblaciones inglesas (PLATENBERG, 1999; FERREIRO & GALÁN, 2004) y un clima más cálido durante el período de actividad: la temperatura media anual es 3.5ºC más alta en A Coruña que en el sur de Inglaterra (MARTÍNEZ CORTIZAS *et al.*, 1999; Met Office, 2003: www.met-office.gov.uk). Una temperatura más alta permite potencialmente a los individuos de lución una mayor ingesta de alimentos, mayor eficiencia digestiva y mayores tasas de crecimiento (SMITH, 1990).

BIBLIOGRAFIA

ANDREWS, G.M. & MATHIES, T. 2000. Natural history of reptilian development: constraints on the evolution of viviparity. *Bioscience*, 50: 227-238.

BARBADILLO, L.J., LACOMBA, J.I., PÉREZ-MELLADO, V., SANCHO, V. & LÓPEZ-JURADO, L.F. 1999. *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Geoplaneta, Barcelona.

BAUWENS, D. & VERHEYEN, R.F. 1987. Variation of reproductive traits in a population of the lizard *Lacerta vivipara. Holartic. Ecol.* 10: 120-127.

BRAÑA, F. 1983. La reproducción en los saurios de Asturias (Reptilia: Squamata): ciclos gonadales, fecundidad y modalidades reproductoras. *Revista Biológica de la Universidad de Oviedo*. 1: 29-50.

CARBALLEIRA, A., DEVESA, C., RETUERTO, R., SANTILLÁN, E.; UCIEDA, F. 1983. *Bioclimatología de Galicia*. Fundación Pedro Barrié de la Maza, La Coruña.

CURT, J. & GALÁN, P. 1982. *Esos anfibios y reptiles gallegos*. Ed. J. Curt, Pontevedra.

FERREIRO, R. & GALÁN, P. 2004. Reproductive ecology of the slow worm (*Anguis fragilis*) in the northwest Iberian Peninsula. *Animal Biology*, 54: 353-371.

GALÁN, P. 1996. Sexual maturity in a population of the lacertid lizard *Podarcis bocagei. Herpetol. J.* 6: 87-93.

GALÁN, P. 1999. *Conservación de la herpetofauna gallega.* A Coruña, Universidade da Coruña.

GALÁN, P. & FERNÁNDEZ-ARIAS, G. 1993 *Anfibios e réptiles de Galicia.* Edicións Xerais, Vigo.

GREGORY, P.T. 1980. Physical factor selectivity in the fossorial lizard *Anguis fragilis. J. Herpet.*, 14: 95-99.

HEULIN, B. 1985. Maturité sexuelle et âge à la première reproduction dans une population de plaine de *Lacerta vivipara. Can. J. Zool.*, 63: 1773-1777.

MARTÍNEZ CORTIZAS, A.; CASTILLO RODRÍGUEZ, F.; PÉREZ ALBERTI, A.; VALCÁRCEL DÍAZ, M.; BLANCO CHAO, R. 1999. *Atlas climático de Galicia.* Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.

PLATENBERG, R. 1999. *Population Ecology and Conservation of the Slow-worm* Anguis fragilis *in Kent.* PhD Thesis. University of Kent at Canterbury, Canterbury.

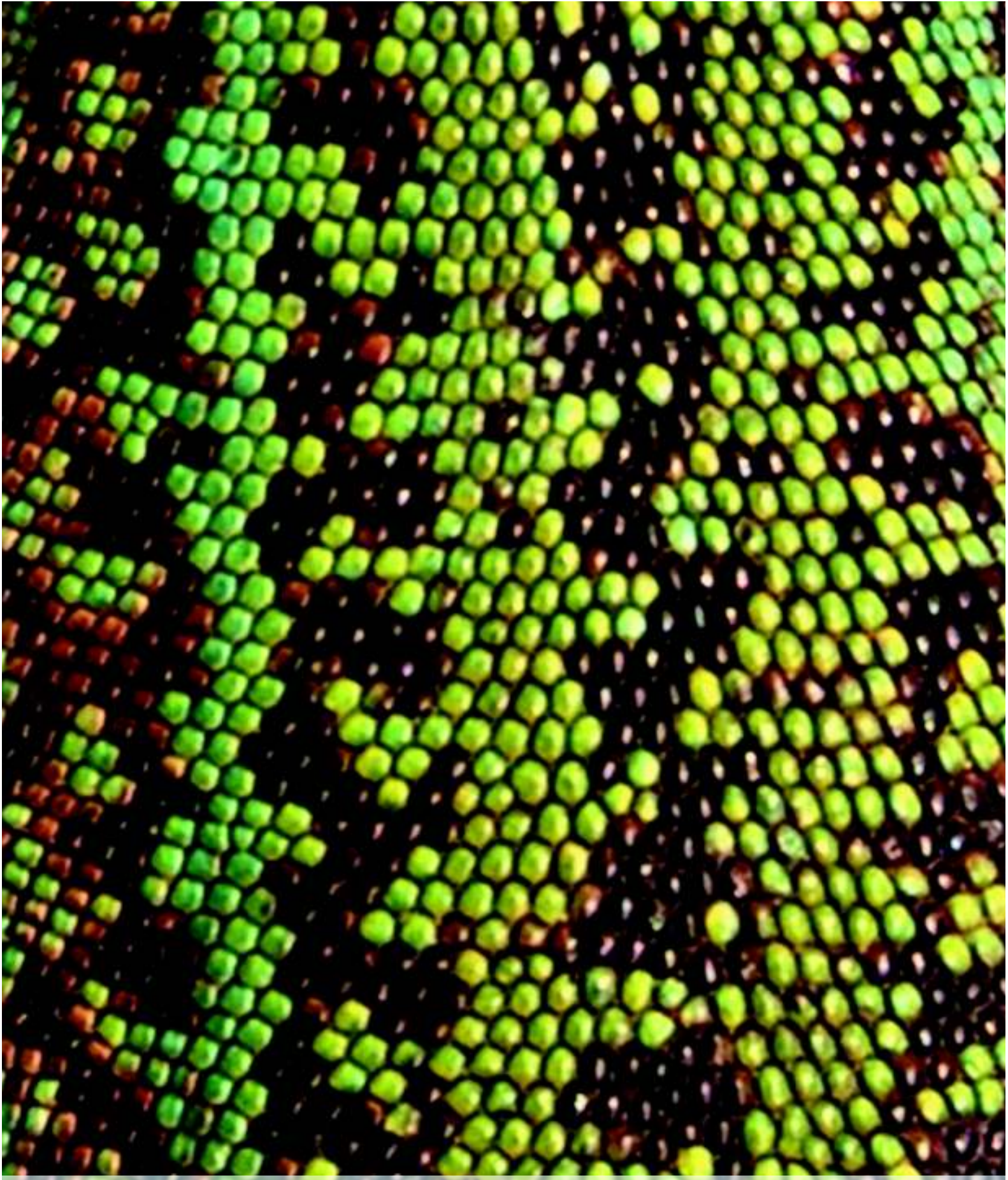
SALVADOR, A. 1998. *Anguis fragilis* (Linneo, 1758). En: Salvador, A. (coord.). *Fauna Ibérica*, Vol. 10. Museo Nacional de Ciencias Naurales, CSIC, Madrid.

SALVADOR, A. & PLEGUEZUELOS, J.M. 2002. *Reptiles Españoles. Identificación, historia natural y distribución.* Talavera de la Reina, Canseco Editores.

SHINE, R. 1978. Growth rates and sexual maduration in six species of Australian elapid snakes. *Herpetologica*, 34: 73-79.

SMITH, N. 1990. *The Ecology of the Slow-Worm* (Anguis fragilis L.) *in Southern England.* Master of Philosophy Thesis. University of Southampton, Southampton.

STUMPEL, A.H.P. 1985. Biometrical and ecological data from a Netherlands population of *Anguis fragilis* (Reptilia, Sauria, Anguidae). *Amphibia-Reptilia*, 6: 181-194.



Datos preliminares sobre la biología reproductora del tritón ibérico (*Lissotriton boscai*) y del tritón palmeado (*Lissotriton helveticus*) en condiciones controladas y naturales

Cristina Brea, Pedro Galán, Ricardo Ferreiro & Pablo Serantes

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	170-179	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Datos preliminares sobre la biología reproductora del tritón ibérico (*Lissotriton boscai*) y del tritón palmeado (*Lissotriton helveticus*) en condiciones controladas y naturales

Preliminary data about reproductive biology of Bosca´s newt *(Lissotriton boscai)* and palmate newt (*Lissotriton helveticus*) under controlled and natural conditions

Cristina Brea*, Pedro Galán, Ricardo Ferreiro & Pablo Serantes
Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira, s/n. 15071. A Coruña. Spain.
*cristybreap@yahoo.es

RESUMEN

Se ha estudiado la biología reproductora del tritón ibérico (*Lissotriton boscai*) y del tritón palmeado (*Lissotriton helveticus*) en sus poblaciones del Parque Natural de las Fragas do Eume (A Coruña), combinando los datos obtenidos bajo condiciones controladas con información conseguida en el campo. Para ello, se mantuvieron en condiciones ambientales naturales (fotoperíodo y temperatura) una serie de hembras de ambas especies en acuarios provistos de tiras de plástico fino, en las que las hembras realizaron la puesta de huevos. Se obtuvieron datos acerca del número y tamaño de huevos y larvas, así como del desarrollo embrionario y larvario. No se encontró relación significativa entre el tamaño de la hembra y el de los huevos en ninguna de las dos especies. En el tritón palmeado, el tamaño de puesta diario (nº de huevos por día) fue mayor que en el ibérico, así como el número total de huevos puestos en relación al número de días de permanencia en el agua. Sin embargo, los huevos del tritón ibérico fueron significativamente mayores, sus embriones alcanzaron mayor tamaño antes de la eclosión y sus larvas metamorfosearon con una talla (longitud total) mayor que en el tritón palmeado. En contraposición, los embriones más pequeños del tritón palmeado y sus larvas completaron su desarrollo en menos tiempo.

PALABRAS CLAVE: Amphibia, Urodela, Salamandridae, *Lissotriton boscai, Lissotriton helveticus*, biología reproductora, fecundidad, huevos, larvas, desarrollo.

ABSTRACT

The reproductive biology of Bosca´s newt (*Lissotriton boscai)* and palmate newt (*Lissotriton helveticus*) has been studied at "Fragas do Eume" Natural Park, during 2003-2005, combining the data from controlled condition with the field data. Females of each species were kept under natural conditions (photoperiod and temperature), into aquaria with plastic hanging strips, in which they laid the eggs. Data about number and size of eggs and larvae, and the embryo and larvae development of the individualized spawns were obtained. No significant correlation between female and eggs size was found in either species. Palmate newts laid more eggs daily than than Bosca´s newt, also being higher the total number of the eggs laid during all the days of permanence in aquaria. However, the eggs of Bosca´s newt were significantly bigger than those of palmate newt, and its larvae achieve a larger size at the metamorphosis. On the other side, the smaller embryos and larvae of palmate newt completed development faster than Bosca´s newt.

KEY WORDS: Amphibia, Urodela, Salamadridae; *Lissotriton boscai, Lissotriton helveticus*, reproductive biology, fecundity, eggs, larvae, growth.

LABURPENA

Uhandre piriniarraren (*Lissotriton boscai*) eta uhandre palmatuaren (*Lissotriton helveticus*) ugal biologia aztertu da Fragas do Eume Natur Parkean (A Coruña), kontrolpeko baldintzetan lortutako datuak eta landan lortutako informazioa konbinatuz. Horretarako, bi espezieetako eme batzuk giro-baldintza naturaletan (fotoperiodoa eta tenperatura) mantendu ziren plastiko finezko zerrendaz horniturikо akuario batzuetan, non emeek arrautzak errun zituzten. Arrautzen eta larben tamainari eta kopuruari buruzko datuak lortu ziren, baita enbrioien eta larben garapenari buruzkoak ere. Emeen tamainaren eta arrautzen arteko lotura esanguratsurik ez zen aurkitu ez espezie batean ez bestean. Uhandre palmatuaren kasuan, eguneko errunaldia (arrautza-kop./eguneko) uhandre iberiarraren kasuan baino handiagoa izan zen; eta uretan igarotako egun-kopuruari dagokionez, berdin-berdin gertatu zen guztira errundako arrautza-kopuruarekin ere. Hala ere, uhandre iberiarraren arrautzak nabarmen handiagoak izan ziren, bere enbrioiek tamaina handiagoa erdietsi zuten arrautzetatik atera baino lehen eta zegozkien larbak uhandre palmatuarenak baino taila handiago (luzera osoa) batekin metamorfosatu ziren. Aitzitik, uhandre palmatuaren enbrioirik txikienak eta zegozkien larbak azkarrago garatu ziren.

GAKO-HITZAK: Amphibia, Urodela, Salamandridae, *Lissotriton boscai, Lissotriton helveticus*, ugal biologia, ugalkortasuna, arrautzak, larbak, garapena.

INTRODUCCIÓN

El tritón ibérico (*Lissotriton boscai*) es una especie endémica del occidente peninsular, relativamente abundante en Galicia, mientras que el tritón palmeado (*Lissotriton helveticus*) tiene una distribución más septentrional, pues ocupa gran parte de Europa Occidental y es más escaso en el noroeste ibérico (Díaz-Paniagua, 2002).

El progresivo declive de las poblaciones de estas especies en un medio protegido, como es el Parque Natural de las Fragas do Eume, en la provincia de A Coruña, ha llevado a realizar un estudio que permita conocer la biología de estas poblaciones. Este estudio (Brea, 2003) permitió describir la fenología de ambas especies en este parque, comprobando que existen diferencias en sus períodos de permanencia

en el medio acuático. Sin embargo, era necesario realizar también un estudio de las estrategias reproductoras de estas poblaciones, en este caso referido al tamaño de la puesta, período de ovoposición y duración del período larvario, para obtener una información necesaria en el caso de plantear medidas para la conservación de estos anfibios.

La fenología de la fase larvaria de estas dos especies y la descripción de las tasas de crecimiento larvario han sido objeto de estudio por otros autores (BRAÑA, 1980; DÍAZ-PANIAGUA, 1988; DÍAZ-PANIAGUA *et al*., 2005), aunque nunca ambas especies han sido estudiadas en una misma área geográfica. En el caso del estudio de la fase embrionaria existen publicaciones sobre la descripción del desarrollo embrionario, para ambas especies (GALLIEN & BIDAUD, 1959; BARBADILLO, 1989). Otros trabajos, en los que se llevaba a cabo la obtención de puestas en cautividad, casi siempre se han realizado con la finalidad de estudiar la estrategia de ovoposición de las hembras, bien para conocer la energía empleada en el proceso, o bien para discriminar los sustratos preferidos por cada especie para depositar los huevos (MIAUD, 1995; ORIZAOLA & BRAÑA, 2003). Otros estudios, centrados en la tasa de crecimiento larvario, se realizaron con la finalidad de conocer el efecto de determinados factores ambientales o contaminantes sobre el crecimiento de las larvas de tritones (DÍAZ-PANIAGUA, 1983; BRADY & GRIFFITHS, 1995).

A diferencia de los anteriores trabajos, en este estudio se pretende determinar dos importantes características reproductoras de *Lissotriton boscai y L. helveticus*, como son el tamaño de la puesta y la duración del desarrollo embrionario y larvario, así como comprobar si existen diferencias entre las estrategias reproductoras de ambas especies, en poblaciones que utilizan simultáneamente el mismo medio de cría y están, por lo tanto, sometidas a las mismas condiciones ambientales.

MATERIAL Y MÉTODOS

El presente trabajo se desarrolló a lo largo de tres ciclos anuales completos, desde noviembre de 2002 hasta agosto de 2005. Los ejemplares utilizados en el estudio procedían de una población controlada por los autores en dos medios acuáticos del Parque Natural de las Fragas do Eume (UTM 29T NJ 71 08, altitud: 30 m). Los ejemplares de estas poblaciones fueron capturados y marcados mensualmente como parte de un estudio más amplio. Sin embargo, para el presente trabajo, la frecuencia de marcaje fue mayor durante el período de entrada en el agua, por lo que, al capturar hembras no marcadas, nos aseguramos de que esos individuos acababan de entrar en el agua para iniciar su período de puesta.

Al principio del período reproductor de cada una de las especies (noviembre para *Lissotriton boscai* y febrero en el caso de *L. helveticus*) se capturaron 5 hembras sin marcar de cada especie y el mismo número de machos, procedentes de la misma población. Sin embargo, al comprobar en el primer ciclo anual (2002-2003) que los ejemplares de *L. boscai* capturados en noviembre, diciembre y enero apenas realizaban puesta alguna hasta el mes de febrero, en los años siguientes (2004 y 2005) el experimento se inició en el mes febrero para las dos especies.

Durante el tiempo en que permanecieron en cautividad los ejemplares capturados se mantuvieron en condiciones naturales de luz y temperatura, individualizados en contenedores de plástico de 40 litros de capacidad, con agua que era renovada semanalmente (figura 1). Asimismo, durante este tiempo fueron alimentados *ad libitum* con larvas rojas de mosquito congeladas. Los machos eran cambiados de contenedor semanalmente, para eliminar el factor de su calidad reproductora en el análisis. Las hembras podían salir a voluntad del agua de los acuarios, una vez terminada la puesta o simplemente porque querían abandonar el medio de cría. En el caso de que alguna hembra abandonara el acuario o apareciera en librea de transición fuera del agua antes del mes de mayo, era sustituida por otro ejemplar recién llegado al agua de la charca de cría (Eume), puesto que en un estudio anterior (BREA, 2003) se comprobó que en las dos especies la entrada en el agua de ejemplares reproductores se producía hasta el mes de abril. En cada acuario se colocaron una serie de tiras de plástico fino (35x2 cm) sobre las que se esperaba que las hembras realizaran la puesta (figuras 2 y 3), siguiendo anteriores estudios realizados por otros autores (BRADY & GRIFFITHS, 1995; ORIZAOLA & BRAÑA, 2003).

Los acuarios se revisaron diariamente, y se anotó el número de huevos puestos por cada hembra, así como su diámetro. Algunos de estos huevos fueron individualizados en recipientes más pequeños, pero sometidos a las mismas condiciones que los adultos, para el seguimiento de su tamaño diario y estadio de desarrollo, según la descripción de BARBADILLO (1989) para *Lissotriton boscai* y GALLIEN & BIDAUD (1959) para *Lissotriton helveticus*. Las larvas resultantes de la eclosión de estos huevos también fueron individualizadas. Se mantuvieron en el laboratorio para facilitar la realización de biometrías, y fueron alimentadas *ad libitum* con ostrácodos y copépodos capturados en el medio natural. Diariamente se tomaron medidas del tamaño corporal de estas larvas (longitud total) y de su estadio de desarrollo según BRAÑA (1980), hasta el momento de su metamorfosis.

Figura 1. Acuario con soportes de plásticos para la puesta (izq.) y acuario para el desarrollo de huevos y larvas (dcha.)
Figure 1. Aquarium with plastic strips for oviposition (left) and aquarium for eggs and larvae development.

En este caso sólo se utilizaron los datos de longitud total en aquellas larvas e individuos metamórficos que presentaban la cola entera.

El resto de huevos y larvas resultantes de su eclosión se retiraron diariamente de los contenedores de puesta y fueron alojados en contenedores más pequeños hasta el momento de su liberación, que se realizó aproximadamente cada 15 días.

Para comparar la estrategia reproductora de ambas especies se utilizaron diversos índices, tales como el tiempo de desarrollo, el tamaño de los embriones y de las larvas al final del mismo. Finalmente, tanto los adultos como los ejemplares metamorfoseados fueron liberados sin daño en su medio de origen.

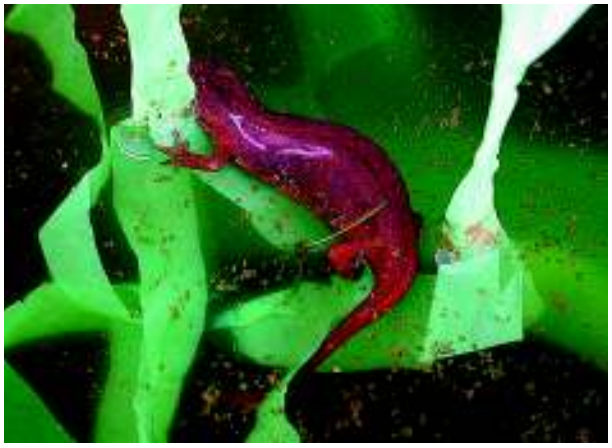


Figura 2. Hembra de *L. helveticus* realizando la puesta sobre los soportes de plástico.
Figure 2. Female of *L. helveticus* laying eggs over the plastic strips.

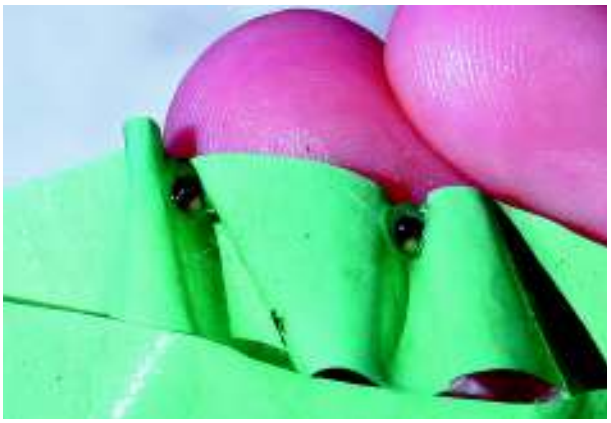


Figura 3. Huevos de *L. boscai* envueltos en la tira de plástico.
Figure 3. *L. boscai* eggs wrapped over the plastic strips.

RESULTADOS

Período de Puestas

Las hembras de *Lissotriton boscai* capturadas para el experimento permanecieron en el medio acuático realizando la puesta entre 2 y 111 días. Se obtuvieron puestas de esta especie en cautividad desde diciembre hasta mayo en el primer ciclo anual del experimento (2002-2003), y desde febrero hasta mayo en los dos años posteriores (2004 y 2005). La presencia de huevos en los oviductos de hembras de tritón ibérico capturadas en la misma población, según datos obtenidos en un estudio anterior (Brea, 2003), indicó que el período de puesta en el medio natural durante el ciclo anual 2000-2001 se extendió de diciembre a agosto (tabla I).

		Período de puesta de la población	Períodos de puesta individuales (días)	% hembras permanencia <30 días
L. boscai	**En cautividad**	Diciembre-Mayo	2-111	59
	Medio natural	Diciembre-Agosto	<1mes-14 meses	44
L. helveticus	**En cautividad**	Febrero-Junio	38-121	0
	Medio natural	Febrero-Junio	<1mes-4meses	25

Tabla I. Período de puesta de las especies objeto de estudio, tanto en condiciones controladas como en el medio natural. Se muestra también el porcentaje de hembras que permanecieron en el medio de cría menos de 30 días.

Table I. Oviposition period for the study´s species, beyond controlled conditions and natural conditions. The percentage of females that remained at reproduction site less than 30 days.

Las hembras de *Lissotriton helveticus* tardaron en efectuar la puesta en los acuarios entre 38 y 121 días, realizándola de febrero a junio en los tres ciclos anuales. Este período de puesta coincide con los meses en los que se observó en esta especie la presencia de huevos oviductales (tabla I).

Se observó una gran variabilidad en cuanto al número de días que las hembras utilizadas en el experimento permanecieron en los acuarios realizando la puesta. Un 59% de las hembras de *Lissotriton boscai* permanecieron en el acuario menos de 30 días (n= 22), mientras que en el caso de *L. helveticus*, todos los ejemplares realizaron la puesta en cautividad durante más de un mes (n= 8).

Estos porcentajes fueron muy similares a los observados en condiciones naturales. En la población original, el porcentaje de hembras de *L. boscai* que fueron marcadas y no se recapturaron al cabo de 30 días fue del 44% (n= 420), y en el caso de *L. helveticus*, del 25% (n= 27) (tabla I).

Seleccionando solamente aquellas hembras que permanecieron en el medio de cría más de 30 días, se pudo comprobar que no existieron diferencias significativas en el número de días de puesta entre las dos especies (t de Student: t= 2,160; p= 0,492).

Tamaño de la puesta y de los huevos

El tamaño de puesta, considerado como el número total de huevos puestos por cada hembra en un ciclo anual completo, resultó ser significativamente mayor para *Lissotriton helveticus* que para *L. boscai*, obteniéndose una media de 261 y 111 huevos, respectivamente (tabla II).

Se contó el número de oocitos en proceso de vitelogénesis presentes en los ovarios de hembras disecadas de tritón ibérico y tritón palmeado recién llegadas al medio de cría, entre los meses de noviembre a febrero. Se escogieron estos meses porque se comprobó que correspondían al período de entrada al medio de reproducción para estas poblaciones. Se comprobó que no existían diferencias significativas en el número de oocitos entre ambas especies al comenzar la época reproductora (tabla II). El número de oocitos disponibles para la puesta en el caso de *Lissotriton boscai* fue significativamente mayor que el número de huevos puestos, pero no en el de *L. helveticus* (tabla II).

Para comparar el esfuerzo de ovoposición se utilizó el número de huevos puestos por día. Las hembras de *Lissotriton helveticus* pusieron un número significativamente mayor de huevos por día que las de *L. boscai* (tabla III), llegando incluso a encontrarse puestas individuales de 33 huevos por día en esta especie.

	Tamaño de puesta (nº huevos)			Nº total de oocitos en ovarios			T de Student
	Media ± EE	**Rango**	**N**	**Media ± EE**	**Rango**	**N**	
L. boscai	111,29±26,64	21-189	7	189,88±17,31	96-312	16	t=2,492; p=0,021
L. helveticus	261,14±61,20	77-505	7	207,20±28,63	106-265	5	t=0,699; p=0,501
T de Student	t= 2,245; p= 0,044			t= 0,439; p= 0,626			

Tabla II. Número total de huevos puestos por las hembras de tritón ibérico y tritón palmeado en el estudio, y diferencias entre éste y el número de oocitos presentes en los ovarios de hembras de la misma población. Para el análisis se utilizaron hembras con una permanencia ≥ 30 días en el medio de cría.

Table II. Total number of eggs laid by palmate newt and Bosca newt in our study, and differences between clutch mass and number of ova´s oocites in females of the same population in natural conditions. Only females with more than 30 days at the experiment were used for the analysis.

Los datos obtenidos a partir de la disección de las hembras en un estudio anterior (BREA, 2003) mostraron un resultado similar. El número de huevos presentes en los oviductos de las hembras de tritón ibérico en el momento de ser capturadas fue significativamente menor que en los del tritón palmeado, con una media de 3,13 huevos oviductales en el primer caso y 8,92 en el segundo (tabla III).

El tiempo de desarrollo de las larvas de *Lissotriton helveticus* fue significativamente mayor que el de *L. Boscai*, y sus larvas alcanzaron la metamorfosis con un tamaño (longitud total) menor (tabla VI). Las larvas de tritón ibérico tardaron en metamorfosear de 73 a 116 días, mientras que las de tritón palmeado tardaron en completar su desarrollo entre 108 y 130 días (tabla VI y figura 6).

	Tamaño de puesta (nº huevos)			Nº total de oocitos en ovarios		
	Media ± EE	**Rango**	**N**	**Media ± EE**	**Rango**	**N**
L. boscai	3,88±0,25	1-23	22	3,13±0,31	1-8	32
L. helveticus	5,96±0,29	1-33	7	8,92±1,14	1-20	24
Test de Mann-Whitney	Z= 6,255; p<0,0001			Z=4,033; p<0,0001		

Tabla III. Número de huevos puestos por día de ovoposición en las dos especies y número de huevos presentes en los oviductos en el momento de la disección en hembras de la misma población.

Table III. Number of everyday layed eggs in *L. boscai* and *L. helveticus* and differences in oviductal eggs number between both species.

	Diámetro huevos puestos (mm)			Diámetro huevos oviductales (mm)		
	Media ± EE	**Rango**	**N**	**Media ± EE**	**Rango**	**N**
L. boscai	2,28±0,01	1,9-2,3	228	2,06±0,28	1,75-2,55	34
L. helveticus	1,88±0,03	1,5-2,1	29	1,83±0,29	1,66-2,13	23
T de Student	t= 5,314; p<0,0001			t= 5,314; p<0,0001		

Tabla IV. Diámetro de los huevos puestos por las hembras de las dos especies objeto de estudio, y tamaño de los huevos oviductales observados en hembras de la misma población.

Table IV. Layed eggs´size of the study´s females and oviductal eggs´ size from females of the same population.

Por último, se comprobó si existían diferencias en el diámetro de los huevos puestos por las hembras de las dos especies. Los resultados obtenidos indicaron que las hembras de *Lissotriton boscai* pusieron huevos significativamente mayores que las de *L. helveticus*, siendo de 2,28 mm de media en el primer caso, y de 1,88 mm en el segundo (tabla IV y figura 4).

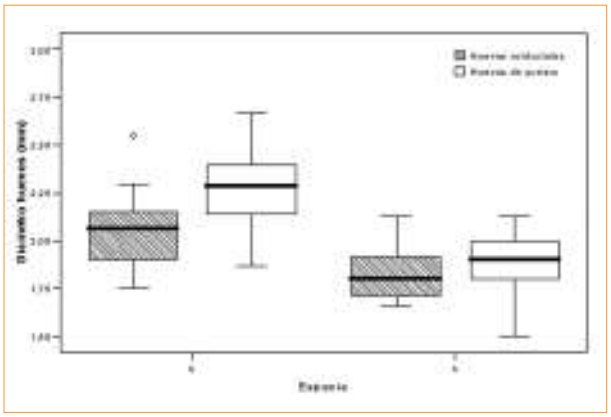


Figura 4. Diferencias entre el diámetro de los huevos puestos en el experimento entre las dos especies estudiadas, así como de los huevos encontrados en los oviductos en hembras de la misma población. Las cajas representan el error estándar de la media, mientras que el trazo grueso en su interior representa la media.

Figure 4. Differences between oviposited eggs´ diameter from the study species, so differences between oviductal eggs´ diameter from females of the same population.

Desarrollo embrionario y larvario

En cuanto al desarrollo embrionario, el tiempo que transcurrió desde la puesta de los huevos hasta la eclosión de los mismos, en las mismas condiciones de fotoperíodo y temperatura, fue significativamente mayor en *Lissotriton boscai* que en *L. helveticus* (tabla V). Los huevos de tritón ibérico tardaron en completar su desarrollo alrededor de un mes, mientras que los de tritón palmeado eclosionaron antes de 26 días. Lo mismo ocurrió con el tamaño de los embriones (longitud total) en el momento de la eclosión (tabla V y figura 5). En ambos casos los embriones completaron su desarrollo en condiciones naturales, con una temperatura media del agua de 17ºC (rango: 9,0-22,8ºC).

En este caso, las condiciones de desarrollo fueron las del laboratorio, con una temperatura media del agua de 21,3ºC (rango: 10,0-25,9ºC) y fotoperíodo natural.

	Tiempo desarrollo embrionario(a)			Tamaño de eclosión (mm)		
	Media ± EE	**Rango**	**N**	**Media ± EE**	**Rango**	**N**
L. boscai	28,64±1,04	25-35	11	11,05±0,34	9,53-12,53	9
L. helveticus	23,71±0,56	21-25	7	8,46±0,42	7,2-9,7	7
T de Student	t= 3,545; p= 0,03			t= 4,834; p<0,0001		

Tabla V. Duración del desarrollo embrionario del tritón ibérico y del tritón palmeado, considerando como tal el número de días transcurridos desde la puesta hasta la eclosión del huevo y tamaño de las larvas en el momento de la eclosión en las dos especies. *Número de días desde la puesta

Table V. Embryonic development lenght for Bosca newt and palmate newt, considering that as the number of days from oviposition to hatching and hatching size.* Number of days from the oviposition.

	Tiempo desarrollo larvario (a)			Longitud total de metamorfosis (mm) (b)		
	Media ± EE	**Rango**	**N**	**Media ± EE**	**Rango**	**N**
L. boscai	105,08±3,33	73-116	12	21,69±0,53	17,25-24,40	14
L. helveticus	119,73±2,45	108-130	11	17,83±1,06	14-19,89	5
T de Student	t= 3,545; p= 0,03			t= 4,834; p<0,0001		

Tabla VI. Duración del desarrollo embrionario del tritón ibérico y del tritón palmeado, considerando como tal el número de días transcurridos desde la puesta hasta la eclosión del huevo y tamaño de las larvas en el momento de la eclosión en las dos especies. *Número de días desde la puesta

Table VI. Embryonic development lenght for Bosca newt and palmate newt, considering that as the number of days from oviposition to hatching and hatching size.* Number of days from the oviposition.

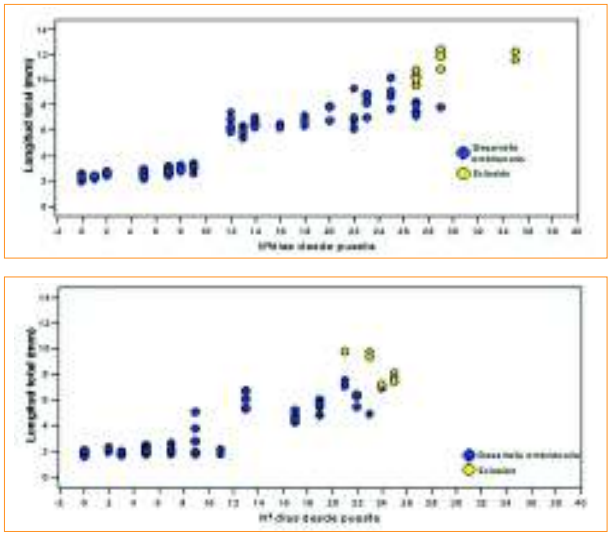


Figura 5. Distribución del tamaño de los embriones de *L. boscai* (arriba) y *L. helveticus* (abajo) a lo largo de su desarrollo. Tª del agua durante el experimento: 7,9 - 22,8ºC.

Figure 5. Distribution of *L. boscai* and *L. helveticus* embryos´ length during their development. Water temperature: 7,9 – 22,8ºC.

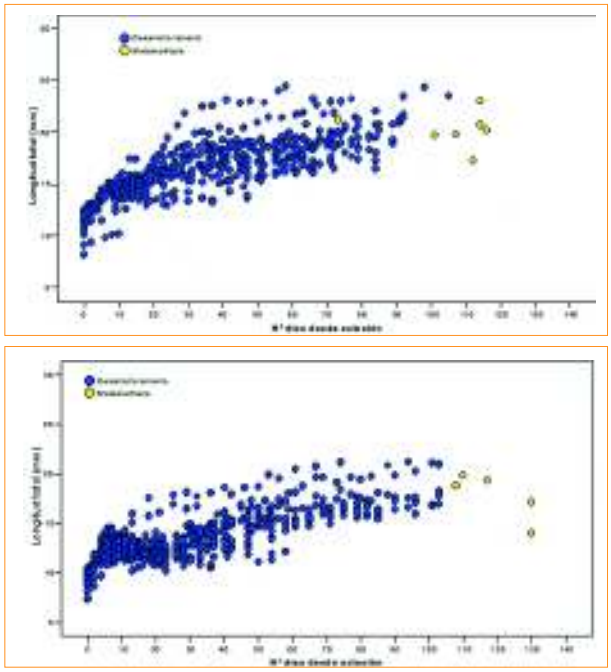


Figura 6. Distribución de la longitud total de las larvas de *L. boscai* (arriba) y *L. helveticus* (abajo) a lo largo de su desarrollo en condiciones de laboratorio. Tª del agua durante el experimento: 10 - 25,9ºC.

Figure 6. Distribution of *L. boscai* and *L. helveticus* larvae´s length during their development at laboratory conditions. Water temperature: 10 – 25,9ºC.

DISCUSIÓN

Los períodos de puesta de *Lissotriton boscai* y *L. helveticus* mostraron una gran coincidencia con los observados en condiciones naturales a partir de la presencia de huevos oviductales (Brea, 2003). Los primeros huevos de *L. boscai* que encontramos en los medios de cría fueron puestos a mediados de febrero, excepto en el primer ciclo anual del experimento, en el que una hembra puso dos huevos en el mes de diciembre, deteniendo después la puesta hasta el mes de febrero. Los últimos huevos recién puestos aparecieron en el mes de mayo. Las hembras de *L. helveticus* realizaron la puesta desde el mes de febrero hasta junio. Otros autores han realizado estudios acerca de la fenología de la puesta de estas especies en los hábitats naturales. Díaz-Paniagua *et al.* (2005) detectaron huevos en los medios de cría de *L. boscai* en el suroeste de la Península

Ibérica en los meses de enero y febrero, aunque en esta región el ciclo reproductor de esta especie se encuentra muy restringido por la escasez de agua durante la mayor parte del año, mientras que BRAÑA (1980) localizó huevos de *L. helveticus* en charcas de la región central asturiana desde finales de febrero hasta finales de junio. GALÁN (1985) encontró puestas de esta especie en poblaciones de baja altitud de Galicia entre los meses de enero y abril, aunque las observaciones más tempranas se refieren a medios costeros, con una aparición masiva a principios de marzo en todas las poblaciones, período que coincide con el observado en nuestro estudio.

Los ejemplares utilizados en el estudio mostraron una gran variabilidad en cuanto al tiempo de permanencia en el agua efectuando la puesta, desde unos pocos días hasta varios meses. Esta variabilidad fue mayor en el caso de *Lissotriton boscai*, del que casi la mitad de las hembras utilizadas permanecieron en el acuario menos de 30 días. Esta variabilidad coincide con las observaciones realizadas en el Parque Natural de As Fragas do Eume (BREA, 2003), en el que se detectó una gran movilidad de ejemplares marcados de esta especie entre charcas cuando ya había comenzado la actividad reproductora. MALKMUS (1980-81) encontró también una gran irregularidad en las migraciones de las hembras de *L. boscai* en las poblaciones de Serra de Sintra, en Portugal, aunque no hace referencia a las migraciones entre charcas, sino a su entrada y salida del agua. En cuanto a *L. helveticus* HARRISON *et al*. (1985), en un estudio sobre las migraciones de ejemplares adultos de esta especie, encontró que durante la época de mayor actividad reproductora sólo un 16% de los individuos fueron capturados abandonando el agua, un valor similar al observado en nuestra población en el medio natural.

Las hembras de *Lissotriton boscai* pusieron, por término medio, menor cantidad de huevos durante cada ciclo reproductor que las de *L. helveticus;* alrededor de 100 y 250, respectivamente. Sin embargo, los huevos de *L. boscai* fueron significativamente mayores que los de *L. helveticus*, con una media de 2,3 y 1,9 mm en cada especie. DÍAZ-PANIAGUA *et al*. (2005) encontraron huevos de tritón ibérico de 1,7 mm de diámetro medio en poblaciones del suroeste peninsular, que se caracterizan por su pequeño tamaño (DÍAZ-PANIAGUA & MATEO, 1999), mientras que BARBADILLO (1989) da un margen de 1,6 a 1,9 mm para esta especie en poblaciones de Asturias. MIAUD & MURATET (2004), en las poblaciones francesas de tritón palmeado, encontraron huevos de entre 1 y 1,5 mm.

Estas diferencias en el tamaño de los huevos entre las dos especies de tritones concuerdan con las observaciones realizadas por KAPLAN & SALTHE (1979), quienes establecieron patrones sobre la estrategia reproductora de 74 especies de urodelos. Observaron una relación inversamente proporcional entre el tamaño de la puesta y el tamaño de los huevos y, además, vieron que el tamaño de los huevos, en relación al tamaño de la hembra, era menor en especies que crían en aguas estancas que en las que aparecen en aguas corrientes en la época reproductora. *Lissotriton boscai* aparece frecuentemente criando en arroyos, a diferencia de *L. helveticus*, lo que podría explicar el mayor tamaño de los huevos en esa especie.

Las diferencias observadas en *Lissotriton boscai* entre el tamaño medio de la puesta y el número de oocitos en proceso de vitelogénesis al comienzo de la actividad reproductora nos lleva a pensar que, o bien no todos los oocitos se utilizan en el mismo ciclo anual, o bien las hembras de esta especie dispersan la puesta entre diferentes medios de cría en mayor medida que las de *L. helveticus*, puesto que en esta especie no se encontraron diferencias significativas. En el estudio realizado por DÍAZ-PANIAGUA *et al*. (2005) contabilizaron hasta 204 huevos depositados por una sola hembra de tritón ibérico, que es un valor superior al alcanzado en nuestro experimento.

La frecuencia de puesta de las hembras de *Lissotriton boscai* también fue menor, con una media de 4 huevos puestos al día, mientras que la puesta media diaria de *L. helveticus* fue de 6 huevos.

El desarrollo embrionario de *Lissotriton boscai* fue más largo que el de *L. helveticus* y sus embriones eclosionaron con un tamaño mayor. Sin embargo, las larvas resultantes tardaron menos tiempo en alcanzar la metamorfosis y lo hicieron también con un tamaño más grande. Las larvas de las poblaciones andaluzas de tritón ibérico eclosionan con una longitud total aproximada de 9,6 mm (DÍAZ-PANIAGUA *et al*., 2005), menor que los 11 mm de las larvas de nuestro estudio. En esta población, las larvas se metamorfosearon con un tamaño de hasta 30 mm, frente a los 24,40 mm que midió la larva de mayor tamaño de nuestro estudio. Las larvas recién eclosionadas de tritón palmeado de las poblaciones francesas mostraban un tamaño medio de 8 mm, semejante a los 8,46 mm de la población de nuestro estudio, al contrario del tamaño de los individuos metamórficos, que en las poblaciones francesas va de los 25 a 40 mm, mientras que en nuestro estudio

metamorfosearon con un tamaño máximo de 20 mm (MIAUD & MURATET, 2004).

El mayor tamaño de los huevos permite a los embriones de *Lissotriton boscai* alcanzar la fase larvaria, más vulnerable a la competencia o la falta de alimento (ORIZAOLA & BRAÑA, 2003), con un tamaño mayor. Por otra parte, las larvas de *L. helveticus*, al eclosionar antes, pueden también alcanzar la metamorfosis en menos tiempo, aunque con un tamaño menor, en respuesta a presiones ambientales, como pueden ser la falta de alimento o la de agua (BRAÑA, 1980).

Los resultados obtenidos muestran, por tanto, un esfuerzo reproductor más concentrado en el tiempo de *Lissotriton helveticus*, con una mayor cantidad de huevos puestos por día, huevos de menor tamaño, un tamaño total de puesta mayor y un período de desarrollo embrionario y larvario más breve que en el caso de *L. boscai*.

Estos resultados apoyan las diferencias fenológicas observadas en el área de estudio entre el tritón palmeado, con un período reproductor más corto y definido y el tritón ibérico, con una fase reproductora más larga (BREA, 2003), que sugiere una posible relación con una mayor adaptación al medio acuático y a la disponibilidad de éste durante todo el año en la zona.

BIBLIOGRAFÍA

BARBADILLO, L.J. 1989. Descripción del desarrollo embrionario de *Triturus boscai*, Lataste 1879 (Urodela, Salamandridae). *Rev. Esp. Herp.*, 3: 209-220.

BRADY, L.D. & GRIFFITHS, R.A. 1995. Effects of pH and aluminium on the growth and feeding behaviour of smooth and palmate newt larvae. *Ecotoxicology*, 4: 299-306.

BRAÑA, F. 1980. Notas sobre el género *Triturus* Rafinesque, 1815. (Amphibia: Caudata). I. Observaciones fenológicas y sobre el desarrollo larvario de *Triturus marmoratus, T. alpestris* y *T. helveticus. Bol. C. Naturales I.D.E.A.,* 26: 211-220.

BREA, C. 2003. *Fenología y ciclos reproductores del tritón ibérico* (Triturus boscai) *y del tritón palmeado* (Triturus helveticus) *(Amphibia, Urodela) en una localidad del noroeste ibérico.* Tesis de Licenciatura. Universidade da Coruña. A Coruña.

CAETANO, M.H. & LECLAIR, R. 1999. Comparative phenology and demography of *Triturus boscai* from Portugal. *Journal of Herpetology*, 33: 192-202.

DÍAZ-PANIAGUA, C. 1983. Influencia de las características del medio acuático sobre las poblaciones de larvas de anfibios en la Reserva Biológica de Doñana (Huelva, España). *Doñana, Acta Vertebrata*, 10: 41-53.

DÍAZ-PANIAGUA, C. 1988. Temporal segregation in larval amphibian communities in temporary ponds at a locality in SW Spain. *Amphibia-Reptilia,* 9: 15-26.

DÍAZ-PANIAGUA, C. 2002. *Triturus boscai.* In: *Atlas y Libro rojo del los anfibios y reptiles de España*. Pleguezuelos, J. M.; Márquez, R. & Lizana, M. (eds.): 61-63. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.

DÍAZ-PANIAGUA, C. & MATEO, J.A. 1999. Geographic variation in body size and life-history traits in bosca´s newt (*Triturus boscai*). *Herpetological Journal*, 9: 21-27.

DÍAZ-PANIAGUA, C.; GÓMEZ-RODRÍGUEZ,C.; PORTHEAULT, A. & DE VRIES, W. 2005. *Lissotriton boscai*. In: *Los Anfibios de Doñana*. Díaz-Paniagua, C.; Gómez-Rodríguez,C.; Portheault, A. & de Vries, W. (Eds.): 69-80. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

GALÁN, P. 1985. Morfología y fenología del tritón palmeado, *Triturus helveticus* (Razoumowshy, 1789) en el Noroeste de la Península Ibérica. *Alytes*, 3: 31-50.

GALLIEN, L. & BIDAUD, O. 1959. Table chronologique du développement chez *Triturus helveticus Razoumowsky*. *Bull. Soc. Zool. France*, 84: 22-32.

HARRISON, J.D.; GITTINS, S.P. & SLATER, F.M. 1985. The breeding migrations of Smooth and Palmate newts (*Triturus vulgaris* and *T. helveticus*) at a pond in mid Wales. *J. Zool.*, Lond., 199: 249-258.

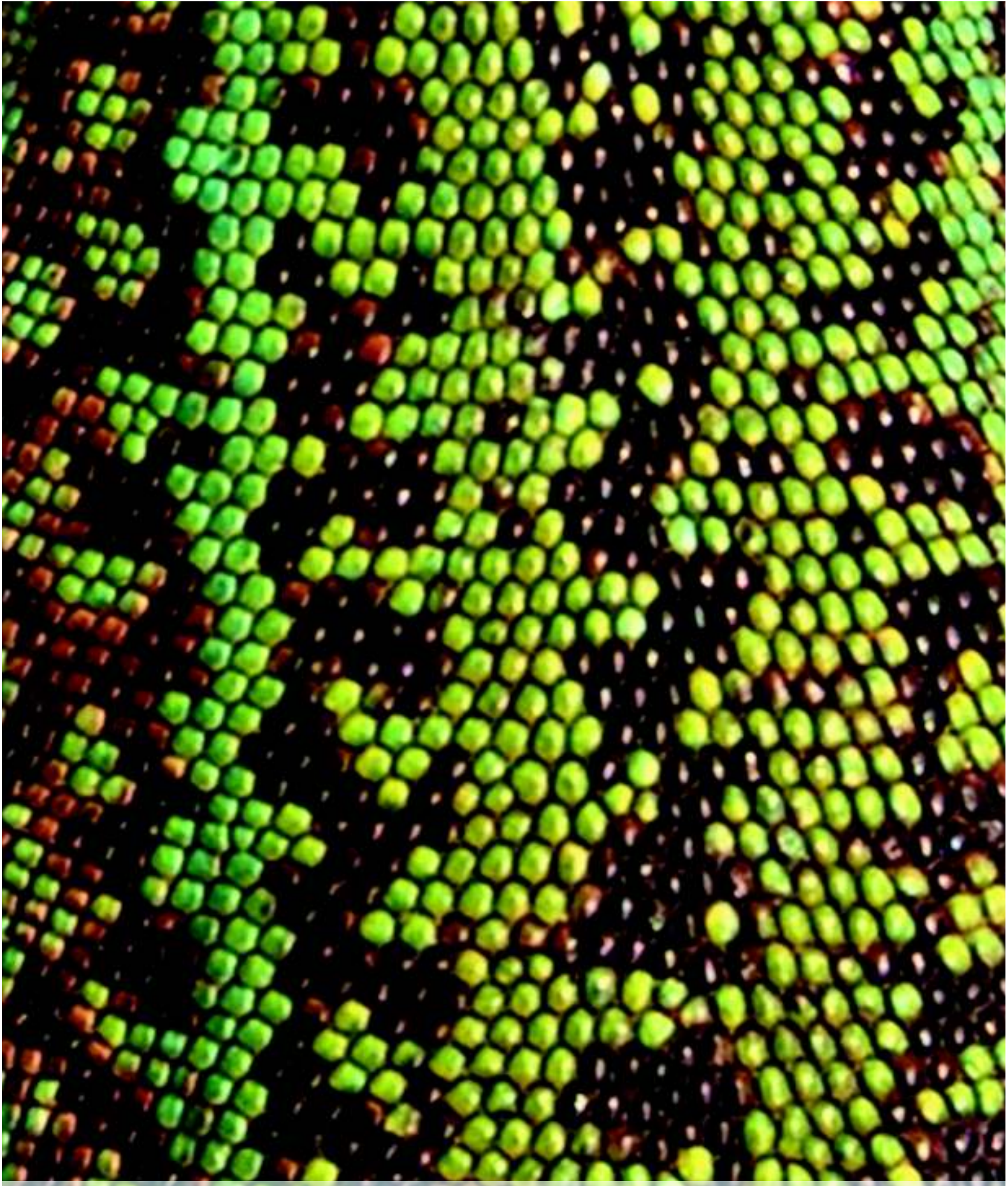
KAPLAN, R.H. & SALTHE, S.N. 1979. The allometry of reproduction: an empirical view in salamanders. *American Naturalist*, 113: 671-689.

MALKMUS, R. 1980-81. Bemerkungen zu einer *Triturus boscai* population in einem Brunnembecken der Serra de Sintra. *Bolm. Soc. Port. Ciênc. Nat.*, 20: 25-40.

MIAUD, C. 1995. Oviposition site selection in three species of European newts (Salamandridae) genus *Triturus*. *Amphibia-Reptilia*, 16: 265-272.

MIAUD, C. & MURATET, J. 2004. Triton palmé (Razoumowski, 1789). En: *Identifier les oeufs et les larves des amphibiens de France*. Miaud, C. & Muratet, J. (eds.): 72-76. Institut National de la Recherche Agronomique. Paris.

ORIZAOLA, G. & BRAÑA, F. 2003. Response of predator-naive newt larvae to food and predator presence. *Can. J. Zool.*, 81: 1845-1850.



Iberian midwife toad (*Alytes cisternasii*) tadpoles show behavioural modifications when faced with a recently introduced predator, *Procambarus clarkii*

Vera Gonçalves, Sandra Amaral & Rui Rebelo

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	180-188	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Iberian midwife toad (*Alytes cisternasii*) tadpoles show behavioural modifications when faced with a recently introduced predator, *Procambarus clarkii*

Vera Gonçalves, Sandra Amaral & Rui Rebelo*
Centro de Biologia Ambiental, Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências de Lisboa, Bloco C2, Campo Grande, 1749-016 Lisboa
*Rui.Rebelo@fc.ul.pt

ABSTRACT

Several studies have shown that exotic predators contribute to amphibian population declines. On the other hand, amphibian larvae that coexist with predators exhibit a variety of antipredatory behaviours. In this work we test for the existence of behavioural antipredator defences in tadpoles of *Alytes cisternasii* in different developmental stages in response to the chemical cues of an introduced predator, the American Red Crayfish *Procambarus clarkii*. We also test if the differences in circadian or seasonal foraging activity of this crayfish change the type or intensity of behavioural alterations of the tadpoles. According to the results obtained, *Alytes cisternasii* tadpoles present seasonal and circadian differences in their behaviour towards *P. clarkii*, and these behavioural alterations may tentatively be considered antipredatory behaviours.

KEY WORDS: Anti-predatory behaviour, predation, exotic species, amphibian, circadian and seasonal variations.

RESUMO

A introdução de predadores exóticos pode contribuir para o declínio de populações de anfíbios. Por outro lado, as formas larvares de anfíbios que coexistem com predadores podem apresentar um leque variado de comportamentos antipredatórios. Neste trabalho testámos a existência de comportamentos antipredatórios em girinos de *Alytes cisternasii* quando em contacto com estímulos químicos de um predador exótico – o lagostim-vermelho-americano, *Procambarus clarkii*. Também testámos se as alterações circadianas e sazonais de actividade deste lagostim produziam alterações nos padrões comportamentais dos girinos. De acordo com os nossos resultados, os girinos de A. cisternasii apresentam já alterações circadianas e sazonais nos seus comportamentos perante *P. clarkii*, e algumas destas alterações podem ser consideradas como anti-predatórias.

PALAVRAS-CHAVE: Comportamento antipredatório, predation, espécie exótica, anfibio, variaçãoes circadianas e sazonais.

RESUMEN

Varios estudios han demostrado que los depredadores exóticos contribuyen al declive de las poblaciones de los anfibios. Por otra parte, las larvas anfibias que coexisten con depredadores muestran una variedad de comportamientos antipredadores. Con este trabajo examinamos la existencia de defensas conductuales antidepredadoras en los renacuajos de *Alytes cisternasii* en etapas diferentes de su desarrollo y en respuesta a las señales químicas de un depredador introducido, el Cangrejo Americano Rojo *Procambarus clarkii*. También estudiamos si las diferencias de la actividad alimenticia circadiana o estacional de este cangrejo cambian el tipo o la intensidad de las alteraciones conductuales de los renacuajos. Según los resultados obtenidos, los renacuajos *Alytes cisternasii* presentan diferencias estacionales y circadianas en su comportamiento en relación al *P. clarkii*, y estas alteraciones conductuales provisionalmente pueden ser consideradas comportamientos antidepredadores.

PALABRAS CLAVE: Comportamiento antipredador, depredación, especie exótica, anfibio, variaciones circadianas y estacionales.

LABURPENA

Hainbat ikerketak erakutsi dutenez, harrapari exotikoek badute eraginik anfibioen populazioaren gainbeheran. Bestalde, harrapariekin bizi diren anfibio-larbek harraparien aurkako jokabide batzuk garatu dituzte. Lan honekin, *Alytes cisternasii* zapaburuen garapen-fase batzuetan harraparien aurkako babes konduktista batzuk antzeman ditugu, Karramarro Amerikar Gorria *Procambarus clarkii* izeneko harrapariaren seinale kimikoei erantzun modura. Karramarro honen urtaroko elikatze-jardueren edo elikatze-jarduera zirkadianoen gorabeherek zapaburuen alterazioen intentsitatea edo izaera aldatzen ote duten ere aztertu dugu. Lortutako emaitzen arabera, *Alytes cisternasii* zapaburuek urtaroko aldaketak eta aldaketa zirkadianoak azaltzen dituzte jokabide-mailan *P. clarkii-ri* dagokionez, eta aldaketa konduktual hauek harraparien aurkako jokabidetzat har daitezke, behin-behinean.

GAKO-HITZAK: Harraparien aurkako jokabidea, harrapatzea, espezie exotikoa, anfibioa, aldaketa zirkadianoak eta urtaroko aldaketak.

INTRODUCTION

Predation is one of the strongest selective forces in natural ecosystems. Experimental manipulations of predators have shown that they have important effects on prey individuals, populations and communities (Lima & Dill, 1990; Lima, 1998), and predation has resulted in the evolution of complex morphological, ecological and behavioural traits on prey in order to reduce vulnerability (Lima & Dill, 1990; Lima, 1998).

Because predators have both direct predatory effects as well as indirect consequences on prey

behaviour, antipredator adaptations are under strong selection pressures (SIH, 1987 *in* GAMRADT & KATS, 1996). Amphibian larvae that coexist with predators (e.g. fishes, snakes, or insects) exhibit a variety of antipredator behaviours. The plastic behavioural responses include reduced activity (SKELLY, 1994), increased activity (HEWES, 1988), spatial avoidance of predators, and refuge use (HORAT & SEMLITSCH, 1994; KATS *et al.*, 1988; KIESECKER *et al.*, 1996). These behaviours reduce vulnerability to predation (LAWLER, 1989; SKELLY, 1992, 1994) and may be influenced by conditioning, the age of animals, and genotype (KATS *et al.*, 1994; BRIDGES & GUTZKE, 1997). However, predation may also induce changes in larval morphology or alter larval developmental rates (non-behavioural responses), with consequences for the individual after metamorphosis (RELYEA, 2002).

Introduced predators are being increasingly implicated in amphibian declines (GAMRADT & KATS, 1996; KATS & FERRER, 2003; CRUZ *et al.*, 2006). Native species that are able to reduce risky behaviours in response to cues from novel predators may be better able to persist after their establishment. Nonetheless, their ability to modify risky behaviours is likely a reflection of their behavioural plasticity and predator exposure over recent evolutionary time (KATS *et al.*, 1988; KIESECKER & BLAUSTEIN, 1997).

The American red crayfish, *Procambarus clarkii* (GIRARD, 1852), is an autochthonous species from the Northeast of Mexico and South Central US (HOBBS *et al.*, 1989), and the first occurrence of this species in Portugal dates from 1979 (RAMOS & PEREIRA, 1981). This species is a tactile nocturnal predator that actively searches the substratum of the water bodies (HARPER *et al.*, 2002), and that presents seasonal differences in foraging patterns, as feeding intensity increases over the spring and summer and declines during autumn and winter (CORREIA, 1998).

Recently, CRUZ & REBELO (2005) pointed out this exotic species as a predator of egg masses and larvae of all the amphibian species of southwest Iberian Peninsula. Other studies demonstrated that the tadpoles of *Alytes cisternasii* (BOSCÁ, 1879), an Iberian endemism, alter their behaviour as a response to the chemical stimulus of *Procambarus clarkii* (AMARAL, 2004). The antipredator behaviours presented by *Alytes cisternasii* tadpoles seem to be in accordance with the circadian foraging activity of this crayfish, as the behavioural alterations were observed to be more intense during the night (AMARAL, 2004), and it is in this period when *P. clarkii* presents greater predatory activity (CORREIA, 1998).

However, behavioural antipredator defences may change with tadpole developmental stage (BRIDGES & GUTZKE, 1997), because the vulnerability to some predators may not be the same at all life stages (MATHIS *et al.*, 2003). On the other hand, in most natural systems predation risk varies temporally. Predator activity patterns and densities vary circadianly and seasonally, and such variation may have a profound impact on prey behaviour (CLARK, 1994; LIMA & BEDNEKOFF, 1999; MIRZA *et al.*, 2006).

The objectives of this work are to verify, in experimental conditions, the existence of antipredator defences in tadpoles of *Alytes cisternasii* in different developmental stages in response to the chemical cues of *Procambarus clarkii*, by comparing the responses in two different seasons and in day and night conditions, and to verify if the differences in circadian and seasonal foraging activity of this predator may change the type or intensity of behavioural alterations of the tadpoles.

METHODS

To compare the behavioural responses of *Alytes cisternasii* tadpoles to chemical cues of *Procambarus clarkii* in two different seasons (winter and spring), we used the results of AMARAL (2004), obtained in the winter of 2004, and performed a similar experience in the spring of 2005 (table I). Both experiments were performed with tadpoles from a population that is in contact with this exotic predator since the middle of the decade of 1990 and were carried out in the biotherium of the Centre of Environmental Biology (CBA) at the Herdade da Ribeira Abaixo (Serra de Grândola - Alentejo, SW Portugal).

Capture and maintenance of the studied species

The tadpoles of *Alytes cisternasii* used in both experiments were captured in a 1-km stretch of the Ribeira de Castelhanos (38º06'28.57''N; 8º34'14.56''W) and the temporary water lines that drain into this stream, at the Herdade da Ribeira Abaixo, with dip-nets (30 cm diameter; 2 mm green mesh). The tadpoles were kept in PVC aquariums (19 cm x 34 cm x 19 cm) filled with water from the capture site and fed with cereal flakes. *Procambarus clarkii* were captured in the Ribeira de Castelhanos, maintained in individual plastic containers filled with spring water and fed with commercial fish food. The crayfish were captured with funnel traps, baited with commercial cat food. All the animals were maintained during the experiments in a 12:12 light-dark photoperiod.

Experiments

The experimental unit consisted of opaque aquariums of PVC (40 cm x 60 cm x 37, 5 cm), with the base covered with flat rocks. The rocks were placed in order to mimic the river bottom, with crevices that could be used as refuges. Each aquarium was filled with 35 litres of spring water. In the centre of each aquarium we suspended a cage, slightly sunk near the surface. The cage was constructed with a plastic bottle of 1.5 litres, open at both sides, with the openings covered by green net of fine mesh (2 mm) and whose lateral walls were pierced, in order to allow for the circulation of water and the dispersion of the chemical stimulus.

On each experiment there were 2 treatments (the number of replicates was the same in both years):

(1) Empty cage (control) (9 replicas);

(2) Cage with an individual of *Procambarus clarkii* (10 replicas).

The experiment ran in two series: one diurnal and one nocturnal. During the night, the tadpoles were observed with a low intensity light, having been verified in preliminary tests that this light intensity did not affect the behaviour of the tadpoles (Amaral, 2004). We used 5 tadpoles in each replica, to which we measured the head length (HL, mm) and identified the developmental stage (Gosner, 1960) (table I). Crayfish were measured along their cephalothorax length (mm) (table I) and sexed. Crayfish size (approx. 50 mm carapace length) did not differ between the two experiments. Each tadpole and crayfish was used only one time in each replica; however the individuals of the diurnal series were used in the corresponding nocturnal series.

The choice of the parameters to record was decided based on the antipredator behaviours described in other species (Kats *et al.*, 1988; Kiesecker et al.,1996; Kiesecker & Blaustein, 1997; Nystrom & Abjornsson, 2000; Altwegg, 2002). For the two treatments, after a 30 minute period of acclimatization of the tadpoles (tested by Amaral, 2004), the following parameters were registered every 15 minutes, for 3 times: refuge use (totally visible vs. not visible or partially visible), activity (active vs. inactive), vertical microhabitat use (substratum, water column or surface) and border use (wall of the aquarium or wall of the cage).

Statistical analyses

The results referring to the three records (at 30, 45 and 60 minutes) of the number of tadpoles observed for each parameter were added and utilized in the comparisons. To compare winter and spring experiments for both treatments we carried Two-way ANOVA's, one for the diurnal period and another for the nocturnal period.

To compare the head length (HL) and the developmental stage of the tadpoles, between corresponding treatments of both experiments we used t-tests for independent samples. The homogeneity of variances was tested and, when not met, the *Wilcoxon* nonparametric test was applied.

In all statistical analyses we considered a level of significance of $\alpha = 0.05$; the analyses were performed with the program *STATISTICA (version 5.5)*.

RESULTS

Tadpole head length and developmental stage differed, as expected, between winter and spring experiments, both for control ($t = -3.69$, $P < 0.001$ for HL and *Wilcoxon* $Z = 5.69$, $P < 0.001$ for developmental stage) and *P. clarkii* (*Wilcoxon* $Z = 27.05$, $P < 0.001$ for HL and *Wilcoxon* $Z = 6.15$, $P < 0.001$ for developmental stage) treatments (table I).

	Amaral (2004) (Winter)	Present Study (Spring)
Months	February (2004)	April-May (2005)
Water temperature	10-14ºC	16-18ºC
Tadpole HL (control) (N=45)	17,71+1,81	16,36+1,67
Tadpole HL (*P. clarkii*) (N=50)	17,26+1,78	16,41+1,19
Tadpoles developmental stage (control) (N=45)	25	41
Tadpoles developmental stage (*P. clarkii*) (N=50)	25	41

Table I: Parameters of the two studies. Values presented correspond to mean±SD, except for the developmental stage of the tadpoles (Gosner, 1960), where the modal class is presented.

Diurnal period

During the day, there were significant differences between the winter and spring results, for the behaviour "refuge use" (table II (a)). In the spring, the tadpoles increased the use of refuge in both "control" and *"P. clarkii"* treatments (figure 1A), with no interaction between those factors (table II (a)).

There were also significant differences between seasons for the use of the microhabitat "surface" (table II (c)). During the spring the tadpoles of *A. cisternasii* were on average more observed at the surface than during the winter in both "control" and *"P. clarkii"* treatments (figure 2). Once more, there was no interaction between the factors (table II (c)).

Finally, there were significant differences between the results of winter and spring, regarding the behaviour "margins use" (table II (d)). Once again, there was no interaction between the tested factors (table II (d)), with the tadpoles increasing the utilization of margins in the spring in both treatments (figure 3A).

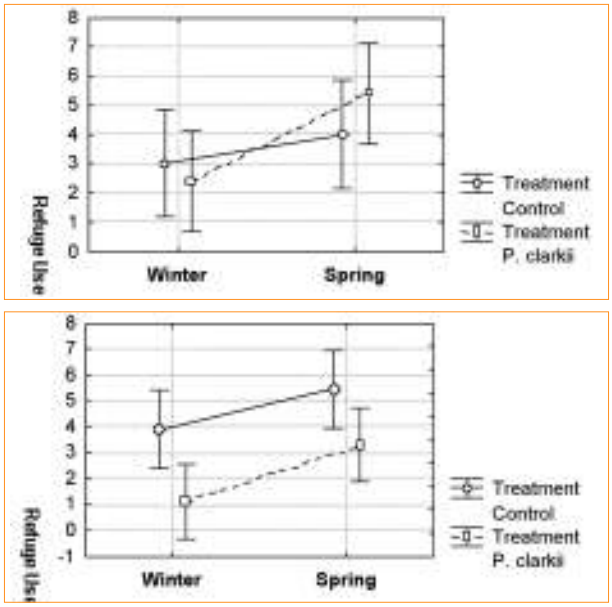


Figure 1. Relation between seasons and treatments, for the behaviour refuge use, during the day (A) and the night (B). Numbers in the ordinate axis refer to the average number of tadpoles manifesting the specified behaviour, and vary from zero to 15. Error bars depict 0.95 confidence intervals.

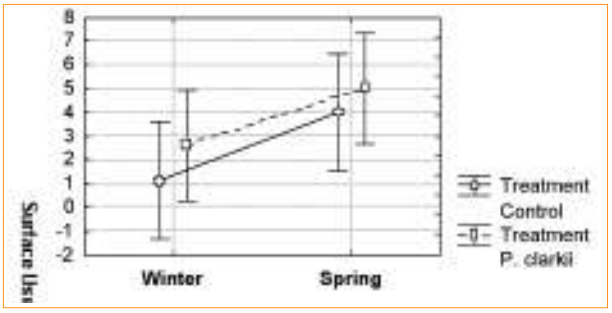


Figure 2. Relation between seasons and treatments, for the use of microhabitat surface, during the day. Numbers in the ordinate axis refer to the average number of tadpoles manifesting the specified behaviour, and vary from zero to 15.

Nocturnal period

During the night, there were also significant differences between the results obtained for winter and spring in the comparison of the behavioural parameter "refuge use" and between the control and the chemical stimulus of crayfish treatments (table III (a)). In spring the tadpoles of *A. cisternasii* used more the refuges than during the winter in both treatments. However, in the presence of the chemical cue of *P. clarkii*, the tadpoles decreased their permanence in the refuges (figure 1B). There was no interaction between the two factors (table III (a)) - the utilization of refuges was consistently lower in the chemical cue treatment than in the control.

Relatively to tadpole activity, the results of the comparison between spring and winter were nearly significant (table III (b)) - the tadpoles were less active in the spring than in the winter. In the control treatment the number of *A. cisternasii* tadpoles observed in activity was similar for both seasons. In the treatment with chemical cue of *P. clarkii*, the tadpoles were less active in the spring than in the winter (figure 4). The results were not similar

			DAY		
Refuge use	Source of variation	Sum of squares	df	F	p
(a)	**Winter/Spring (A)**	**37,89474**	**1**	**5,220507**	**0,028684**
	Control/*P.clarkii* (B)	1,51579	1	0,20882	0,6506
	A x B	9,473684	1	1,305127	0,26126
	Error	246,8	34		
Activity	Source of variation	Sum of squares	df	F	p
(b)	Winter/Spring (A)	0,22924	1	0,216237	0,644887
	Control/*P.clarkii* (B)	0,042105	1	0,039717	0,843222
	A*B	0,018713	1	0,017652	0,895087
	Error	36,04445	34		
Surface	Source of variation	Sum of squares	df	F	p
(c)	**Winter/Spring (A)**	**66,25029**	**1**	**5,0135**	**0,031802**
	Control/*P.clarkii* (B)	14,67134	1	1,110256	0,299457
	A*B	0,566082	1	0,042838	0,837265
	Error	449,2889	34		
Margins use	Source of variation	Sum of squares	df	F	p
(d)	**Winter/Spring (A)**	60,00263	1	4,874766	**0,034099**
	Control/*P.clarkii* (B)	15,60263	1	1,267597	0,268103
	A*B	0,318421	1	0,025869	0,873172
	Error	418,5	34		

Table II. Results of *Two-way ANOVAs*, testing for the effects of seasons (winter/spring), treatments (control/*P. clarkii)* and their interactions on all behavioural parameters measured during the day. Values in **bold** are significant. For the parameters "water column" and "substratum" no significant differences were found in any of the comparisons, and the results of the tests are not shown.

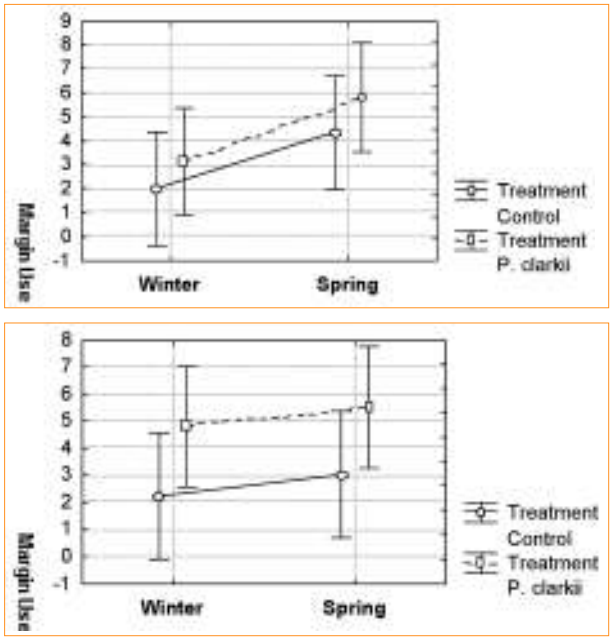


Figure 3. Relation between seasons and treatments, for the behaviour margins use, during the day (A) and the night (B). Numbers in the ordinate axis refer to the average number of tadpoles manifesting the specified behaviour, and vary from zero to 15.

for both treatments, with a nearly significant interaction (table III (b)), thus, the reduction in activity that was verified in the spring could be related with the chemical cue of *P. clarkii*.

In the night, there were significant differences between control and chemical stimulus of crayfish treatments ($F_{(1,34)}$ = 5,09; $P < 0.05$) (table III (d)) for the use of the microhabitat "margins". The tadpoles were seen more often close to the margins when submitted to the treatment of the chemical stimulus of *P. clarkii*. The margins were also more frequently in the spring in both treatments (figure 3B), without interaction between the tested factors (table III (d)).

DISCUSSION

According to the results obtained, *Alytes cisternasii* tadpoles present seasonal and circadian differences in their behaviour and these behavioural alterations can be altered by the chemical stimulus of *Procambarus clarkii*, a recently introduced exotic predator.

In the diurnal period, the responses of the tadpoles were different between winter and spring for the use of refuge and of surface and margin microhabitats. In all cases the tadpoles used these microhabitats more often in the spring. However these seasonal differences were apparently not related with the seasonal feeding activity of *P. clarkii* as no interaction was verified between the treatments and seasons. These differential responses may thus be related with the main differences verified between the two studies: developmental stage and temperature. In spring the tadpoles presented an advanced developmental stage (E41; GOSNER,

NIGHT					
Refuge use	Source of variation	Sum of squares	df	F	p
(a)	**Winter/Spring (A)**	**33,40468**	**1**	**6,598988**	**0,014765**
	Control/*P.clarkii* (B)	**57,64211**	**1**	**11,38701**	**0,001861**
	A*B	0,983626	1	0,194312	0,662142
	Error	172,1111	34		
Activity	Source of variation	Sum of squares	df	F	p
(b)	**Winter/Spring (A)**	**4,002632**	**1**	**3,494452**	**0,070208***
	Control/*P.clarkii* (B)	1,473977	1	1,286838	0,264566
	A*B	**4,002632**	**1**	**3,494452**	**0,070208***
	Error	38,94444	34		
Surface	Source of variation	Sum of squares	df	F	p
(c)	Winter/Spring (A)	1,778947	1	0,152738	0,698371
	Control/*P.clarkii* (B)	25,27368	1	2,169963	0,149928
	A*B	0,515789	1	0,044285	0,83458
	Error	396	34		
Margins use	Source of variation	Sum of squares	df	F	p
(d)	Winter/Spring (A)	5,172222	1	0,431383	0,515733
	Control/*P.clarkii* (B)	**61,06696**	**1**	**5,093213**	**0,030559**
	A*B	0,014327	1	0,001195	0,972626
	Error	407,6555	34		

Table III. Results of *Two-way ANOVA*s, for seasons (winter/spring), treatments (control/*P. clarkii*) and their interactions on all behavioural parameters measured during the night. Values in **bold** are significant (* - nearly significant). For the parameters "water column" and "substratum" no significant differences were found in any of the comparisons, and the results of the tests are not shown.

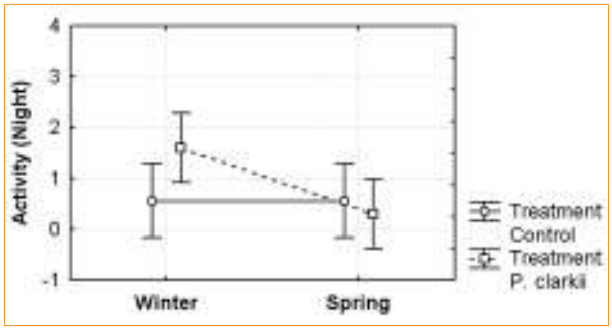


Figure 4. Variation between seasons and treatments, for the behaviour "activity", during the night. Numbers in the ordinate axis refer to the average number of tadpoles manifesting the specified behaviour, and vary from zero to 15.

1960), close to metamorphosis (table I), having already survived the most dangerous period of their life. Other studies also found that close to the end of their larval stage, tadpoles may be less willing to take risks and increase antipredator behaviour (CLARK, 1994; LAURILA *et al.*, 2004).

During the night, when predation by *P. clarkii* is more intense, the tadpoles of *A. cisternasii* decreased the use of refuges only in the *"P. clarkii"* treatment (in both seasons). A behavioural response such as an increase in refuge use has been reported for amphibian species exposed to predation risk (TEPLITSKY *et al.*, 2003). In our study, the decrease in refuge use in the presence of the predator may mean that crevices in the river bed are not refuges against this type of predation. The decreased refuge use was accompanied by an increased permanence close to the margins, away from the deep zones of the aquaria. These responses can be considered antipredator behaviours, because they protect the tadpoles against the predation strategy of crayfish, which is the constant tactile exploration of the environment close to the bottom, mainly under rocks (AMARAL, pers. obs.) and mainly in the night (CORREIA, 1998). By exhibiting these behaviours only during the night, the tadpoles of *A. cisternasii* decreased the probability of meeting the predator. Therefore they may recognize and respond to the chemical cue of *P. clarkii*, according with the predation strategy and circadian foraging activity of this predator. Apparently contrary to this interpretation is the increased use of refuges during spring that was mentioned in the previous paragraph. However, the tendency to hide in refuges is still considerably lower in spring in the treatments wit *P. clarkii* than in the control, and this may mean that the behavioural avoidance of refuges in the presence of *P. clarkii* may be superimposed upon the normal tendency to use them as metamorphosis approaches.

The results of the alterations of activity levels are nearly significant. In the spring, and during the night, the tadpoles decreased their activity. Since there were no differences between the two seasons in the control treatment, but in the treatment with chemical cue of the exotic predator the tadpoles decreased their activity in spring, this can be associated with the presence of crayfish. *P. clarkii* feeds more intensely in the spring, during the night (CORREIA, 1998), when the decrease in activity of the tadpoles may decrease the number of meetings with the predator. The reduction of the activity level in the face of predators that hunt based on prey movement is considered an adaptive behaviour, since it reduces the probability of the prey to be detected, as well as diminishes the probability of the prey to occupy the immediate area where the predator is found (LAWLER, 1989; SKELLY, 1992, 1994). However, these results were not conclusive, and it would be interesting to further test the alteration of the behaviour "activity".

These results may provide to some cues about the rapid evolution of antipredator behaviours in tadpoles of *A. cisternasii* face to an introduced predator, *Procambarus clarkii*, which can be important to understand the impact that this predator has in the populations of this species. In our study, the tadpoles of *A. cisternasii* already presented behavioural alterations in response to the exotic predator, but it remains to evaluate in which degree this response confers them some advantages or disadvantages. It would also be interesting to compare the behavioural responses between this and other populations with different histories of contact with *P. clarkii*, which could allow for a better knowledge of the evolution of antipredator responses.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Ana Luísa Sumares for help in collecting tadpoles.

BIBLIOGRAPHY

ALTWEGG, R. 2002. Predator-induced life-history plasticity under time constraints in pool frogs. *Ecology*, 83 (9): 2542-2551.

AMARAL, S. 2004. Respostas comportamentais de girinos de *Alytes cisternasii* a estímulos químicos de dois predadores. Estágio Profissionalizante. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 50 pp.

BRIDGES, C.M. & GUTZKE, W.H.N. 1997. Effects of environmental history, sibship, and age on predator-avoidance responses of tadpoles. *Can. J. Zool.*, 75: 87-93.

CLARK, C.W. 1994. Antipredator behaviour and the asset protection principle. *Behav. Ecol.*, 5: 159-170.

CORREIA, A.M. 1998. Seasonal and circadian foraging activity of *Procambarus clarkii* (Decapoda, Cambaridae) in Portugal. *Crustacean*, 71 (2): 158-166.

CRUZ, M.J. & REBELO, R. 2005. Vulnerability of Southwest Iberian amphibians to an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*. *Amphibia-Reptilia*, 26: 293-303.

CRUZ, M.J., REBELO, R & CRESPO E.G. 2006. Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of South-western Iberian amphibians in their breeding habitats. *Ecography,* 29: 329-338.

GAMRADT, S.C. & KATS, L.B. 1996. Effects of introduced crayfish and mosquitofish on California newts. *Conservation Biology*, 10: 1155-1162.

GOSNER, K.L. 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica*, 16: 183-190.

HARPER, D.M., SMART, A.C., COLEY, S., SCHMITZ, S., BEAUREGARD, A.G., NORTH, R., ADAMS, C., OBADE, P. & KAMAU, M. 2002. Distribution and abundance of the Louisiana red swamp crayfish *Procambarus clarkii* Girard at Lake Naivasha, Kenya between 1987 and 1999, *Hydrobiologia*, 488: 143-151.

HEWES, D.K. 1988. Alarm response in larval western toads, *Bufo boreas*: release of larval chemicals by a natural predator and its effect on predator capture efficiency. *Animal Behaviour*, 36: 125-133.

HOBBS III, H.H., JASS, J.P. & HUNER, J.V. 1989. A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two north american species. *Crustaceana*, 56: 299-316.

HORAT, P. & SEMLITSCH, R.D. 1994. Effects of predation risk and hunger on the behaviour of two species of tadpoles. Behav. *Ecol. Sociobiol.*, 34: 393-401.

KATS, L.B., PETRANKA, J.W. & SIH, A. 1988. Antipredator defenses and the persistence of amphibian larvae with fishes. *Ecology*, 69 (6): 1865-1870.

KATS, L.B., BREEDING, J.A., HANSON, K.M. & SMITH, P. 1994. Ontogenetic changes in California newts (*Taricha torosa*) in response to chemical cues from conspecific predator. *J. North Am. Benthol. Soc.,* 13: 321-325.

KATS, L.B. & FERRER, R.P. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions,* 9: 99-110.

KIESECKER, J.M., CHIVERS, D.P. & BLAUSTEIN, A.R. 1996. The use of chemical cues in predator recognition by western toad tadpoles. *Animal Behaviour*, 52: 1237-1245.

KIESECKER, J.M. & BLAUSTEIN, A.R. 1997. Populations differences in responses of red-legged frogs (*Rana aurora*) to introduced bullfrogs. *Ecology*, 78: 1752-1760.

LAURILA, A., JARVI-LATURI, M., PAKASMAA, S. & MERILA, J. 2004. Temporal variation in predation risk: stage-dependency, graded responses and fitness costs in tadpole antipredator defences. *Oikos*, 107: 90-99.

LAWLER, S.P. 1989. Behavioural responses to predators and predation risk in four species of larval anurans. *Animal Behaviour*, 38: 1039-1047.

LIMA, S.L. & DILL, L.M. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Can. J. Zool.*, 68: 619-640.

LIMA, S.L. 1998. Stress and decision making under the risk of predation: recent developments from behavioural, reproductive, and ecological perspectives. *Advances in the study of behaviour*, vol.27: 215-290.

LIMA, S.L. & BEDNEKOFF, P.A. 1999. Temporal variation in danger drives antipredator behavior: the predation risk allocation hypothesis. *Am. Nat.*, 153: 649-659.

MATHIS, A., MURRAY, K.L. & HICKMAN, C.R. 2003. Do experience and body size play a role in responses of larval ringed salamanders, *Ambystoma annulatum*, to predator kairomones? Laboratory and field assays. *Ethology*, 109: 159-170.

MIRZA, R.S., MATHIS, A. & CHIVERS, D.P. 2006. Does temporal variation in predation risk influence the intensity of antipredator responses? A test of the risk allocation hypothesis. *Ethology*, 112: 44-51.

NYSTROM, P. & ABJORNSSON, K. 2000. Effects of fish chemical cues on the interactions between tadpoles and crayfish. *Oikos*, 88: 181-190.

RAMOS, M.A. & PEREIRA, T.M. 1981. Um novo astacidae para a fauna portuguesa: *Procambarus clarkii* (Girard, 1952). *Bol. Inst. Nac. Invest. Pescas*, 6: 37-42.

RELYEA, R.A. 2002. Costs of phenotypic plasticity. *The American Naturalist,* 159: 272-282.

SKELLY, D.K. 1992. Field evidence for a cost of behavioral antipredator response in a larval amphibian. *Ecology*, 73 (2): 704-708.

SKELLY, D.K. 1994. Activity level and the susceptibility of anuran larvae to predation. *Anim. Behav.*, 47: 465-468.

TEPLITSKY, C., PLÉNET, S. & JOLY, P. 2003. Tadpoles' responses to risk of fish introduction. *Oecologia*, 134: 270-277.

Foto: Iñaki Sanz

Anfíbios de Portugal nas Colecções dos Museus de História Natural de Lisboa e de Madrid

Margarida Ferreira, José E. González-Fernández, Eduardo G. Crespo, Luís Vicente

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	190-195	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Anfíbios de Portugal nas Colecções dos Museus de História Natural de Lisboa e de Madrid

Anfibios de Portugal en las Colecciones de los Museos de Historia Natural de Lisboa y de Madrid

Amphibians from Portugal in the Collections of the Natural History Museums of Lisbon and Madrid

Margarida Ferreira[1*], José E. González-Fernández[2], Eduardo G. Crespo[1], Luís Vicente[1]

[1]Centro de Biologia Ambiental (InBio), Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Campo Grande, P-1749-016 Lisboa, Portugal

[2]Colección de Anfibios y Reptiles, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, José Gutiérrez Abascal, 2, E-28006 Madrid, España

*margarida.ferreira@fc.ul.pt

RESUMO

As colecções zoológicas dos museus e especificamente as colecções de anfíbios têm grande interesse e utilidade do ponto de vista educacional, cultural e científico. Apresentamos um inventário comentado dos anfíbios de Portugal existentes actualmente nas colecções do Museu Nacional de História Natural, Museu Bocage, de Lisboa, e do Museo Nacional de Ciencias Naturales, de Madrid: espécies presentes, número de exemplares, número de lotes, idade e processo de conservação. A colecção de Lisboa tem inventariados 1072 exemplares, repartidos por 303 lotes, de todas as espécies de anfíbios que ocorrem em Portugal. A colecção de Madrid tem 1450 exemplares, repartidos por 346 lotes, de todas as espécies excepto duas, *Lissotriton helveticus* e *Hyla meridionalis*. Em conjunto, todas as espécies se encontram presentes, estando *Lissotriton helveticus, Hyla arborea* e *Hyla meridionalis* pouco representadas. Existem adultos, juvenis, larvas e ovos. Os espécimes estão na sua maioria conservados inteiros em meio líquido, existindo também exemplares transparentizados e corados e esqueletos (completos e partes) e peles completas conservadas em meio líquido. As colheitas correspondem a um esforço de amostragem heterogéneo e não sistematizado da área de distribuição de cada espécie. Os espécimes foram colhidos maioritariamente na década de oitenta do século XX, mas existem alguns exemplares com valor histórico.

PALAVRAS-CHAVE: Anfíbios, museu, Portugal, Lisboa, Madrid.

RESUMEN

Las colecciones zoológicas de los museos, y específicamente las colecciones de anfibios, tienen gran interés y utilidad desde el punto de vista educativo, cultural y científico. Presentamos un inventario comentado de los anfibios de Portugal conservados actualmente en las colecciones del Museu Nacional de História Natural, Museu Bocage, de Lisboa y el Museo Nacional de Ciencias Naturales, de Madrid: especies existentes, número de ejemplares y lotes, edad de los ejemplares y tipo de conservación. La colección de Lisboa tiene inventariados 1072 ejemplares, repartidos en 303 lotes, e incluye todas las especies de anfibios existentes en Portugal. La colección de Madrid tiene 1450 ejemplares, repartidos en 346 lotes, de todas menos dos especies, *Lissotriton helveticus* y *Hyla meridionalis*. Todas las especies de Portugal están representadas, aunque *Lissotriton helveticus, Hyla arborea* y *Hyla meridionalis* lo están en menor medida. Se conservan adultos, juveniles, larvas y huevos. Los ejemplares se conservan mayoritariamente enteros en fluido, pero también existen ejemplares transparentados y teñidos, esqueletos (completos o en parte) y pieles completas en fluido. Las colectas corresponden a un método de muestreo heterogéneo y no sistematizado en las áreas de distribución de cada especie. Los ejemplares fueron colectados mayoritariamente en la década de los ochenta del siglo XX. Existen algunos ejemplares con valor histórico.

PALABRAS CLAVE: Anfibios, museo, Portugal, Lisboa, Madrid.

ABSTRACT

Museums' zoological collections and specifically amphibian collections are of major interest and utility from the educational, cultural and scientific perspectives. We present a commented inventory of the amphibians from Portugal currently deposited in the collections of the Museu Nacional de História Natural, Museu Bocage, at Lisbon, and the Museo Nacional de Ciencias Naturales, at Madrid: species, number of specimens, number of lots, age and preservation process. The collection at Lisbon has 1072 specimens, distributed in 303 lots, in its inventory, and includes all the species that occur in Portugal. The collection at Madrid has 1450 specimens, distributed in 346 lots, including all the species except two, *Lissotriton helveticus* and *Hyla meridionalis*. Overall, all the species are present, with fewer specimens of *Lissotriton helveticus, Hyla arborea* and *Hyla meridionalis*. There are adults, juveniles, larvae and eggs. Most of the specimens are preserved as a whole in fluid, but there are also stained specimens and skeletons (complete and parts) and whole skins in fluid. Collectings correspond to a heterogeneous and not systematized sampling effort throughout species distribution areas. Although most of the specimens were collected in the 1980s, there are some specimens with historical value.

KEY WORDS: Amphibians, museum, Portugal, Lisbon, Madrid.

LABURPENA

Museoetako zoologia-bildumak, eta batez ere anfibio-bildumak, oso interesgarriak eta erabilgarriak dira hezkuntzaren, kulturaren eta zientziaren ikuspegitik. Aurkezten dizuegun inbentario komentatuak Portugalgo anfibioak biltzen ditu, gaur egungo museo hauetan kontserbatuak: Museu Nacional de História Natural, Museu Bocage (Lisboa) eta Natur Zientzien Museo Nazionala (Madril). Inbentarioan datu hauek bildu dira: egungo espeziak, ale- eta sorta-kopurua, aleen adina eta kontserbazio-mota. Lisboako bildumak 1.072 ale inbentariatuta dauzka, 303 sortatan banatuak, eta Portugalen dauden anfibio-espezie guztiak biltzen ditu. Madrileko bildumak 1.450 ale ditu, 346 sortatan banatuak, eta espezie guztiak biltzen ditu, *Lissotriton helveticus* eta *Hyla meridionalis* izan ezik. Portugalgo espezie guztiak jasota daude, nahiz- eta *Lissotriton helveticus, Hyla arborea* eta *Hyla meridionalis* neurri txikiagoan agertu. Ale helduak, gazteak, larbak eta arrautzak kontserbatzen dira. Ale gehienak osorik kontserbatzen dira jariakinetan sartuta, baina ale gardenduak eta tindatuak ere badaude, baita hezurdurak (osoak edo zatiak) eta larru osoak jariakinetan sartuta ere. Espezie bakoitzaren banaketa-arloetan egindako laginketa heterogeneo eta ez-sistematizatu baten metodoari jarraiki eginda daude bilketa guztiak. Ale gehienak XX. mendeko laurogeiko hamarkadan bildu ziren. Aleetako batzuek balio historikoa daukate.

GAKO-HITZAK: Anfibioak, museoa, Portugal, Lisboa, Madril.

INTRODUÇÃO

Colecções de Anfíbios e Anfíbios de Portugal nos Museus de Lisboa e de Madrid

As colecções zoológicas dos museus e, em particular, as colecções de anfíbios têm grande interesse e utilidade do ponto de vista educacional, cultural e científico.

Estas colecções podem fornecer um vasto conjunto de informações, utilizadas tradicionalmente no âmbito da sistemática, mas também informações que podem ser aplicadas noutros campos, como sobre distribuição geográfica actual e histórica, variabilidade morfológica, variabilidade ecológica, a nível específico e a nível populacional. Por estes motivos, as colecções contribuem não só para estudos de sistemática, mas também para estudos de outras áreas científicas, nomeadamente ecológicos e relacionados com a conservação da biodiversidade e a gestão de áreas naturais ou intervencionadas e de populações.

Apresentamos um inventário comentado dos anfíbios de Portugal existentes nas colecções do Museu Nacional de História Natural, Museu Bocage, de Lisboa, e do Museo Nacional de Ciencias Naturales, de Madrid: espécies presentes, número de exemplares, número de lotes, idade e processo de conservação. Fazemos também uma breve análise do esforço de amostragem e das datas de colheita.

Museu Nacional de História Natural, Museu Bocage, Lisboa

A origem das colecções do Museu Bocage - Departamento de Zoologia e Antropologia do Museu Nacional de História Natural, de Lisboa, remonta ao ano de 1772, em que foi fundado o Real Museu e Jardim Botânico da Ajuda, durante o período que ficou conhecido por "renovação pombalina". Esta instituição serviu como centro receptor das recolhas realizadas pela coroa portuguesa por todo o mundo, mas principalmente nas possessões ultramarinas, nomeadamente as resultantes das designadas "expedições filosóficas" de finais do século (ALMAÇA, 1993). A sua história tem, como é natural, momentos de forte desenvolvimento e outros muito conturbados.

Em 1978 o Museu Bocage sofreu um incêndio devastador que o destruíu quase por completo. Perderam-se colecções zoológicas valiosas e exemplares-tipo, para além de um importante arquivo histórico. O edifício foi parcialmente reconstruído desde aí. A reconstituição das colecções iniciou-se pouco depois do incêndio, tendo a colecção de anfíbios e répteis sido feita sobretudo na década que se seguiu ao incêndio, nos anos oitenta.

A colecção actual, sendo, apesar de modesta, a mais importante de Portugal, é portanto muito recente, fruto da obtenção de exemplares através de colheitas basicamente circunscritas a Portugal, além de alguns exemplares exóticos oferecidos e obtidos por troca.

Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid

O Museo Nacional de Ciencias Naturales, de Madrid, e a sua colecção de anfíbios e répteis tiveram origem no Real Gabinete de Historia Natural fundado pelo Rei Carlos III em 1772, o qual acolheu a colecção do Gabinete de Pedro Franco Dávila, adquirida em 1771 (GÓNZALEZ-FERNÁNDEZ, 1997). Desde aí passou por épocas de forte desenvolvimento e investimento e outras de abandono e degradação.

Nos tempos mais recentes a Guerra Civil de 1936 levou a uma nova degradação do Museu, afectando a actividade da secção de Zoologia, realidade que se prolongou durante décadas. A partir de 1984 o Museu foi alvo de maior atenção institucional e de investimento em pessoal e em meios e na modernização das suas instalações, retomando um papel importante em termos culturais, educacionais e científicos. A colecção de anfíbios e répteis tem um importante valor histórico, embora seja na sua maior parte constituída por exemplares colhidos e oferecidos no último terço do século XX.

Esta constitui a maior colecção de anfíbios e répteis existente na Peninsula Ibérica e a melhor e mais representativa colecção de anfíbios e répteis da Península Ibérica no mundo.

METODOLOGIA

Apresentamos os dados referentes às espécies presentes, número de exemplares, número de lotes, idade e processo de conservação relativamente às colecções de anfíbios de Portugal do Museu Nacional de História Natural, Museu Bocage, de Lisboa, e do Museo Nacional de Ciencias Naturales, de Madrid. Fazemos ainda uma breve análise do esforço de amostragem e das datas de colheita.

Quanto à idade referem-se ovos, larvas e juvenis/adultos.

Quantos aos processos de conservação, referem-se (1) exemplares conservados em meio líquido (solução aquosa de etanol para os juvenis e adultos ou de formol no caso das larvas), (2) exemplares transparentizados e corados, (3) esqueletos e (4) peles conservadas em meio líquido (solução aquosa de etanol). Os exemplares podem ser espécimes completos ou partes.

Para o enquadramento taxonómico e a nomenclatura seguimos FROST *et al.*, (2006). As espécies *Triturus marmoratus* e *Triturus pygmaeus* foram consideradas em conjunto por não terem sido ainda revistos e separados todos os exemplares das duas espécies, anteriormente identificados como *Triturus marmoratus*. Quanto ao género *Pelodytes* foi considerado o complexo *Pelodytes sp.* contendo as espécies deste género porque além de não estarem revistos todos os exemplares, não é ainda clara a taxonomia deste grupo.

INVENTÁRIO

Os anfíbios de Portugal existentes nas colecções do Museu Nacional de História Natural, Museu Bocage, de Lisboa, e do Museo Nacional de Ciencias Naturales, de Madrid, nomeadamente espécies presentes, número de exemplares, número de lotes, idade e tipo de conservação, são apresentados nas tabelas I e II, respectivamente.

A colecção de anfíbios e répteis do Museu Bocage, de Lisboa, tem inventariados 1072 exemplares, repartidos por 303 lotes, de anfíbios provenientes de Portugal, de todas as espécies que ocorrem no País, embora algumas espécies estejam escassamente representadas. Os espécimes são na sua maioria juvenis e adultos, existindo poucas larvas. Existem quatro lotes inventariados de *Alytes obstetricans* com um a dez machos adultos e massas de ovos ou ovos soltos. Os exemplares inventariados estão conservados inteiros em meio líquido (soluções aquosas de etanol ou formol). A colecção integra três exemplares paratipos de *Discoglossus galganoi* e quatro exemplares paratipos de uma subespécie de *Chioglossa lusitanica*. As colheitas correspondem a um esforço de amostragem heterogéneo do território português. Os espécimes foram colhidos maioritariamente no último quarto do século XX, mais concretamente na década de oitenta.

A colecção de anfíbios e répteis do Museo Nacional de Ciencias Naturales, de Madrid, tem 1450 exemplares, distribuídos por 346 lotes, de anfíbios provenientes de Portugal, de quase todas as espécies que ocorrem no País, excepto duas, *Lissotriton helveticus* e *Hyla meridionalis*, e com algumas espécies também pouco representadas. A colecção tem mais larvas que juvenis e adultos, embora tenha também exemplares destas classes de idade.

FAMÍLIA	GÉNERO	ESPÉCIE	LARVAS	JUVENIS E ADULTOS	LOTES	EXEMPLARES
Salamandridae	*Chioglossa*	*lusitanica*	1	16	7	17
Salamandridae	*Pleurodeles*	*waltl*	0	28	8	28
Salamandridae	*Salamandra*	*salamandra*	0	36	26	36
Salamandridae	*Triturus*	*marmoratus/pygmaeus*	0	64	20	64
Salamandridae	*Lissotriton*	*boscai*	0	136	22	136
Salamandridae	*Lissotriton*	*helveticus*	0	3	1	3
Alytidae	*Alytes*	*cisternasii*	0	32	12	32
Alytidae	*Alytes*	*obstetricans*	1	145	52	146
Alytidae	*Discoglossus*	*galganoi*	0	68	15	68
Pelobatidae	*Pelobates*	*cultripes*	1	88	16	89
Pelodytidae	*Pelodytes*	*sp.*	0	77	7	77
Bufonidae	*Bufo*	*bufo*	0	28	24	28
Bufonidae	*Epidalea*	*calamita*	0	32	18	32
Hylidae	*Hyla*	*arborea*	0	4	4	4
Hylidae	*Hyla*	*meridionalis*	0	4	3	4
Ranidae	*Rana*	*iberica*	0	64	23	64
Ranidae	*Pelophylax*	*perezi*	113	131	45	244
TOTAL			**116**	**956**	**303**	**1072**

Tabela I. Anfíbios de Portugal na colecção do Museu Nacional de História Natural, Museu Bocage, de Lisboa; exemplares conservados em meio líquido.
Tabla I. Anfibios de Portugal en la colección del Museu Nacional de História Natural, Museu Bocage, de Lisboa; ejemplares conservados en fluido.
Table I. Amphibians from Portugal in the collections of the Museu Nacional de História Natural, Museu Bocage, at Lisbon; specimens preserved in fluid.

FAMíLIA	GÉNERO	ESPÉCIE	LARVAS (LÍQUIDO)	LARVAS (CEP)	JUVENIS E ADULTOS	JUVENIS E ADULTOS (LÍQUIDO)	LOTES (CEP)	EXEMPLARES
Salamandridae	*Chioglossa*	*lusitanica*	0	0	6	1	4	7
Salamandridae	*Pleurodeles*	*waltl*	8	5	7	0	9	20
Salamandridae	*Salamandra*	*salamandra*	41	0	24	6	16	71
Salamandridae	*Triturus*	*marmoratus/pygmaeus*	2	0	25	0	13	27
Salamandridae	*Lissotriton*	*boscai*	0	0	40	1	4	41
Salamandridae	*Lissotriton*	*helveticus*	0	0	0	0	0	0
Alytidae	*Alytes*	*cisternasii*	1	37	2	14	54	54
Alytidae	*Alytes*	*obstetricans*	14	0	27	27	31	68
Alytidae	*Discoglossus*	*galganoi*	117	47	10	12	74	186
Pelobatidae	*Pelobates*	*cultripes*	626	0	140	26	74	792
Pelodytidae	*Pelodytes*	*sp.*	14	0	1	6	10	21
Bufonidae	*Bufo*	*bufo*	0	0	31	4	19	35
Bufonidae	*Epidalea*	*calamita*	0	0	19	0	9	19
Hylidae	*Hyla*	*arborea*	0	0	6	0	1	6
Hylidae	*Hyla*	*meridionalis*	0	0	0	0	0	0
Ranidae	*Rana*	*iberica*	0	0	47	0	9	47
Ranidae	*Pelophylax*	*perezi*	1	0	53	2	19	56
TOTAL			**824**	**89**	**438**	**99**	**346**	**1450**

Tabela II. Anfíbios de Portugal na colecção do Museo Nacional de Ciencias Naturales, de Madrid; LÍQUIDO - exemplares conservados em meio líquido; CEP - exemplares transparentizados e corados, esqueletos e peles.

Tabla II. Anfibios de Portugal en la colección del Museo Nacional de Ciencias Naturales, de Madrid; LÍQUIDO - ejemplares conservados en fluido; CEP - ejemplares teñidos, esqueletos y pieles.

Table II. Amphibians from Portugal in the collections of the Museo Nacional de Ciencias Naturales, at Madrid; LÍQUIDO - specimens preserved in fluid; CEP - stained specimens, skeletons and skins.

O exemplares estão na sua maioria conservados inteiros em meio líquido (soluções aquosas de etanol ou formol), mas há também exemplares transparentizados e corados e esqueletos (completos e partes) e peles completas conservadas em meio líquido (solução aquosa de etanol). A colecção integra quatro exemplares paratipos de uma subespécie de *Chioglossa lusitanica*. As colheitas correspondem também a um esforço de amostragem heterogéneo, resultando concretamente de amostragens dispersas e circunscritas no tempo e no espaço. Existem alguns exemplares com valor histórico, nomeadamente da colecção de Eduardo Boscá, mas a maior parte dos espécimes foi também colhida no último quarto do século XX, sobretudo na década de oitenta.

CONSIDERAÇÕES

A colecção de anfíbios e répteis do Museu Nacional de História Natural, Museu Bocage, de Lisboa, tem exemplares de todas as espécies de anfíbios de Portugal, mas três espécies estão pouco representadas: *Lissotriton helveticus, Hyla arborea* e *Hyla meridionalis*. Os espécimes são maioritariamente juvenis e adultos, existindo larvas apenas de *Chioglossa lusitanica, Alytes obstetricans, Pelobates cultripes* e *Pelophylax perezi*.

A colecção de anfíbios e répteis do Museo Nacional de Ciencias Naturales, de Madrid, tem exemplares de quase todas as espécies de anfíbios de Portugal, excepto de *Lissotriton helveticus* e *Hyla meridionalis*, e com duas espécies também pouco representadas: *Chioglossa lusitanica* e *Hyla arborea*. A colecção tem mais larvas que juvenis e adultos, mas apenas de nove espécies, tendo também juvenis e adultos, de todas as espécies representadas na colecção.

Considerando as colecções em conjunto, todas as espécies de anfíbios de Portugal se encontram presentes, com as espécies *Lissotriton helveticus, Hyla arborea* e *Hyla meridionalis* pouco representadas. No caso de *Lissotriton helveticus* este facto pode dever-se à sua distribuição reduzida e localizada em Portugal. Nos casos de *Hyla arborea* e *Hyla meridionalis* a sua fraca presença nas colecçõ-

es pode dever-se ao tipo de colheitas realizadas, não sistematizadas e frequentemente não dirigidas.

No que diz respeito às larvas, embora a colecção de Madrid seja mais rica em larvas que em juvenis e adultos, este facto deve-se à grande quantidade de larvas de *Pelobates cultripes* e *Discoglossus galganoi*. Quanto à colecção de Lisboa, as larvas são quase todas de *Pelophylax perezi*. De resto, e considerando as duas colecções em conjunto, estão representadas também as espécies *Chioglossa lusitanica, Pleurodeles waltl, Salamandra salamandra, Triturus marmoratus/pygmaeus, Alytes cisternasii, Alytes obstetricans* e *Pelodytes sp.*. O facto de a maioria das espécies estar pouco representada e de não estarem representadas sete espécies, no que diz respeito às larvas, pode dever-se às colheitas serem esporádicas e não dirigidas, excepto quando destinadas a estudo concretos.

O facto de, para lá da maioria dos exemplares que estão conservados inteiros em meio líquido, existirem na colecção de Madrid exemplares transparentizados e corados e esqueletos (completos e partes) e peles em meio líquido, completas, pode ser útil para certos tipos de estudos. Por outro lado há, nesta colecção, algumas espécies poucos representadas no que diz respeito a exemplares conservados em meio líquido.

Quanto a exemplares pertencentes a séries-tipo, existem na colecção de Lisboa três exemplares paratipos de *Discoglossus galganoi* e quatro exemplares paratipos de uma subespécie de *Chioglossa lusitanica* e na colecção de Madrid quatro exemplares paratipos de uma subespécie de *Chioglossa lusitanica*, sendo portanto ambas as colecções pobres neste aspecto.

No caso da colecção de Lisboa as colheitas são fruto de um esforço de amostragem heterogéneo, não correspondendo, portanto, a uma amostragem sistematizada do território português, resultando em muito casos de capturas realizadas para certos estudos científicos, os quais priviligiaram determinada regiões. Os exemplares da colecção de Madrid não correspondem a colheitas pontuais no tempo e no espaço.

Tanto a colecção de Lisboa como a colecção de Madrid são constituídas maioritariamente por exemplares colhidos no último quarto do século XX, sobretudo na década de oitenta. Existem, no entanto, alguns exemplares com valor histórico, nomeadamente os da colecção de Eduardo Boscá, de fim do século XIX, na colecção de Madrid.

AGRADECIMENTOS

Margarida Ferreira foi financiada por uma bolsa de doutoramento (PRAXIS XXI/BD/13655/97) e pelo programa Fundo de Apoio à Comunidade Científica (FACC 06/5/971), ambos da Fundação para a Ciência e a Tecnologia, de Portugal, e pelo programa BIODIBERIA, do Human Potential Programme, da Comissão Europeia, no Museo Nacional de Ciencias Naturales, em Espanha. Agradecemos a Pedro Antunes a sua ajuda nas colecções em Lisboa. Estamos também gratos a um revisor anónimo pelos seus comentários.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMAÇA, C. 1993. Bosquejo Histórico da Zoologia em Portugal. Museu Bocage. Lisboa.

FROST, D.R., GRANT, T., FAIVOVICH, J., BAIN, R.H., HAAS, A., HADDAD, C.F.B., DE-SÁ, R.O., CHANNING, A., WILKINSON, M., DONNELLAN, S.C., RAXWORTHY, C.J., CAMPBELL, J.A., BLOTTO, B.L., MOLER, P., DREWES, R.C., NUSSBAUM, R.A., LYNCH, J.D., GREEN, D.M., WHEELER, W.C. 2006. The amphibian tree of life. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 297. American Museum of Natural History, New York.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, J.E. 1997. La Colección de Batracología y Herpetología del Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). *Graellsia*, 53: 95-100.

Capturas no dirigidas de tortuga boba (*Caretta caretta*, Linnaeus, 1758) en aguas de Andalucía y Murcia durante 2004

José C. Báez, Juan A. Camiñas, Ricardo Sagarminaga, Davinia Torreblanca & Raimundo Real

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	196-201	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Capturas no dirigidas de tortuga boba (*Caretta caretta*, Linnaeus, 1758) en aguas de Andalucía y Murcia durante 2004

Loggerhead incidental caught from Andalusia and Murcia waters during 2004

José C. Báez[1,2], Juan A. Camiñas[3], Ricardo Sagarminaga[4], Davinia Torreblanca[3] & Raimundo Real[2]
[1]Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Santander, jcarlos.baez@st.ieo.es
[2]Universidad de Málaga, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología Animal, rrgimenez@uma.es
[3]Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Málaga, jacaminas@ma.ieo.es
[4]Sociedad Española de Cetáceos, Madrid, ricardo@cetaceos.com

RESUMEN

Las capturas incidentales de tortugas marinas en palangre de superficie han ganado reciente atención internacional. Este aparejo es usado sobre diferentes especies, fundamentalmente atún blanco, atún rojo y pez espada, y es considerado el más peligroso arte de pesca para la tortuga boba (*Caretta caretta,* Linnaeus, 1758) en el Mar Mediterráneo. Nosotros estimamos las capturas incidentales de tortuga boba a lo largo de las costas de las regiones de Andalucía y Murcia durante el 2004. Los datos usados fueron obtenidos desde proyectos científicos del Instituto Español de Oceanografía (I.E.O.). La flota palangrera de Andalucía y Murcia consiste en 78 barcos de entre 12 a 27 m de longitud total pescando a lo largo de todo el año. Además, comprende alrededor de 50 pequeñas embarcaciones censadas como pesqueros artesanales, que pescan fundamentalmente en verano. Durante el periodo observado, 36 tortugas bobas fueron capturadas incidentalmente en barcos con observadores, de las cuáles 8 (22%) murieron como resultado de la captura. Los valores de las capturas incidentales (o no dirigidas) por unidad de esfuerzo (CIPUE), en aguas abiertas del Mediterráneo Andaluz, son más bajos en comparación a otras áreas del Mediterráneo. Sin embargo, los valores de CIPUE en aguas abiertas del Atlántico andaluz son más altos que en otras áreas del Mediterráneo.

PALABRAS CLAVE: Capturas incidentales, tortuga boba, palangre, sur de la Península Ibérica, *Caretta caretta*..

ABSTRACT

The incidental catch of sea turtles in surface drifting long-line fisheries has gained recent international attention. This gear is used to fish different species, mainly albacore, bluefin-tuna, and swordfish, and it is considered the most dangerous fishing gear for the loggerhead (*Caretta caretta*, Linnaeus, 1758) in the Mediterranean Sea. We estimated the incidental capture of loggerhead along the coasts of the Spanish regions of Andalucia and Murcia during 2004. The data used were compiled by scientific projects from the Spanish Oceanographic Institute (I.E.O.). The Andalusian and Murcian surface long-line fleet consists of 78 vessels from 12 to 27 m total length fishing along the year. Even more other 50 shorter boats licensed for artisanal gears to joint the fishery mainly in summer. During the observed period, 36 loggerhead were incidentally captured from boats with onboard observers 8 Loggerheads (22%) died as a result of the capture. The Bycatch (or Incidental capture) per Unit Effort (BPUE) values in open Mediterranean waters of Andalusia and Murcia are low in comparison to other Mediterranean areas. However, the BPUE values in the open waters of Atlantic Andalusia are high when compared to others areas of the Mediterranean Sea.

KEY WORDS: By-catch, loggerhead, drifting longline, South Iberian Peninsula, *Caretta caretta.*

LABURPENA

Itsas dortoka asko azaleko tretzan harrapatuta geratzeak kezka piztu du nazioartean. Aparailu hau hainbat espezie (batez ere hegaluzea, hegalaburra eta ezpata-arraina) harrapatzeko erabilia da eta Mediterraneoan arriskutsuenetako bat da egiazko karetarentzat (*Caretta caretta*, Linnaeus, 1758). 2004. urtean, Andaluzia eta Murtziako kostaren luzera osoan, ezbeharrez harrapatzen diren egiazko kareta kopurua kalkulatu dugu. Erabili ditugun datuak "Instituto Español de Oceanografía" izeneko erakundearen proiektu zientifikoetatik aterata daude. Andaluziako eta Murtziako tretza-ontzidia 12 eta 27 m arteko 78 arrantzontzik osatzen dute eta urte osoan aritzen dira arrantzan. Horrez gain, artisau-arrantzan diharduten 50 ontzi txiki gehiago ere badaude, batez ere uda partean arrantzatzen dutenak. Behatutako denboran zehar, behatzaileak zeramatzaten ontziek 36 egiazko kareta harrapatu zituzten, eta horietatik 8 (%22) harrapaketaren ostean hil ziren. Mediterraneoko edo Andaluziako itsas zabaleko uretan, harrapaketa intzidentalen (edo ez-gidatuen) balioak esfortzu-unitate bakoitzeko, baxuagoak dira Mediterraneoko beste eremu batzuetakoekin alderatuta. Hala ere, aipatutako balioak altuagoak dira Atlantikoko andaluziar itsaso zabaleko uretan Mediterraneoko beste leku batzuetan baino.

GAKO-HITZAK: Harrapaketa intzidentalak, egiazko kareta, tretza, Iberiar Penintsulako Hegoaldea, *Caretta caretta*

INTRODUCCIÓN

El Estrecho de Gibraltar y las aguas conexas, tanto del Océano Atlántico como del Mediterráneo (al Sur de la Península Ibérica) representan una de las más importantes áreas de paso y alimentación para algunas poblaciones atlánticas de tortuga boba, *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), en especial para las poblaciones que tienen playas de puesta de Estados Unidos (Camiñas, 1997). Esta especie está incluida en la lista roja de especies amenazadas de la UICN (www.redlist.org).

Las capturas de tortugas marinas en la pesca de palangre de superficie representan en la actua-

lidad una preocupación de interés mundial. Este aparejo de pesca es usado para capturar diferentes especies objetivo, principalmente pez espada, *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758), atún rojo, *Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758) y atún blanco, *Thunnus alalunga* (Bonnaterre, 1788).

La pesquería española de palangre de superficie en el Mediterráneo, dirigida originariamente al pez espada, se inicia en el siglo XX produciéndose su expansión en los años 1960-70. A partir de los años 80 se estabilizan el nivel de esfuerzo y las capturas (Rey *et al.*, 1988).

En la actualidad la flota palangrera con puertos base en Andalucía y Murcia consta tanto de barcos artesanales, es decir, embarcaciones de pequeño porte censados como pesquerías menores, que pueden pescar con diferentes artes a lo largo del año, como profesionales, barcos de mediano y gran porte censados como palangreros, que pescan con este aparejo a lo largo de todo el año. La flota artesanal es muy dispar, formada aproximadamente por 473 barcos en el Golfo de Cádiz y 753 barcos en las costas Mediterráneas de Andalucía y Murcia, con una eslora que oscila entre 3.9 m -18 m. Sin embargo, no se conoce con certeza el número de barcos que podrían pescar con palangre de superficie, principalmente los que lo hacen estacionalmente.

La flota profesional oficial de palangre de superficie de Andalucía y Murcia esta compuesta por 73 barcos, de los puertos de Algeciras, Motril, Adra, Roquetas de Mar, Almería, Carboneras, Garrucha, Águilas y Mazarrón (de oeste a este). Esta flota constituye el 43% de la flota palangrera de aguas españolas, muy dispar en su capacidad pesquera, y el 74% de la flota que opera en el Mediterráneo español, que presenta una capacidad pesquera similar. La eslora de esta flota oscila entre 15 m -27 m. La mayoría de los palangreros operan en el Mediterráneo occidental desde mayo a septiembre; a partir de octubre se dispersan hacia el Mar de Alborán, Canarias, Golfo de Cádiz, Mediterráneo noroccidental o Portugal. La dinámica de la flota profesional de palangre de superficie de Andalucía y Murcia es muy compleja, sujeta a las variaciones del mercado y distribución de los stocks.

En este trabajo se ha estudiado el impacto de las pesquerías españolas de palangre de superficie a la deriva sobre la Tortuga Boba en aguas españolas frente a las costas de Andalucía y Murcia durante 2004, a partir de datos procedentes de diversos proyectos de investigación del Instituto Español de Oceanografía (I.E.O.), y se presentan aquí los primeros resultados.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se han observado en 2004 un total de 75 lances de pesca, 17 dirigidas a la pesca de Atún rojo (entre el 12 de mayo y el 23 de junio) y 58 maniobras de pesca dirigidas a la pesca de Pez espada (entre el 27 de julio y el 8 de noviembre).

Los observadores a bordo de los palangreros tomaron los datos relativos al esfuerzo pesquero (miles de anzuelo por calada), hora y lugar de la operación de pesca (hora y coordenadas de inicio y final de la calada, hora y coordenadas de inicio y final de la virada), características del arte de pesca (número y tamaño de los anzuelos, número de luces químicas, tipo y tamaño del cebo) y condiciones ambientales (temperatura superficial del agua, distancia a la costa, profundidad, estado de la mar y dirección del viento). Durante la maniobra de virada se censó toda la captura, tanto de especies objetivo de la pesca como de especies descartadas. Además, se tomaron datos biológicos del mayor número de tortugas posibles izándolas a bordo.

Se muestrearon 9 barcos, que se consideran representativos de los estratos de flotas descritos. La afiliación de cada uno de los estratos descritos, puertos bases, áreas de pesca y otras características técnicas se muestran en la tabla I. El tamaño de la muestra (número de barcos muestreados) fue limitado por razones logísticas que afectaron la disponibilidad de observadores y de embarcaciones, y por factores ambientales (número de embarques/mes del observador, dinámica espacio-temporal de la flota, meteorología dominante, etc.).

El estudio se completó con la información obtenida a partir de encuestas en puerto realizadas a tripulantes de barcos artesanales y profesionales de la zona. En total se encuestaron tripulantes representando el 41% de los barcos palangreros de la zona de estudio y el 4% de la flota artesanal. Las encuestas aportaron datos sobre la distribución de la flota pesquera en la zona; para una mayor información de las encuestas consultar Báez *et al.* (2006).

La Captura por unidad de Esfuerzo (CPUE) se calculó para cada especie objetivo y estrato como número de tortugas capturadas incidentalmente/número de anzuelos$\times 10^{-3}$.

RESULTADOS

En total fueron capturados de forma incidental 36 ejemplares de tortuga boba, de las cuales 8 murieron como resultado de la captura. Los índices de Capturas por Unidad de Esfuerzo por cada estrato de pesca y especie objetivo se muestran en la tabla II.

Barco	Caladero	Eslora	Rulo	Maniobras observadas	Puerto base
I	Mediterráneo	10.4	no	0/3	Águilas
II	Mediterráneo	12	no	0/6	Águilas
III	Mediterráneo	11.38	no	0/4	Motril
IV	Mediterráneo	15	no	9/0	Roquetas
V	Mediterráneo	13.48	no	0/1	Carboneras
VI	Nacional	11.9	no	0/22	Motril
VII	Mediterráneo	14.20	no	0/5	San Pedro del Pinatar
VIII	Nacional	22.43	si	8/17	Carboneras
IX	Mediterráneo	17.5	si	0/2	Carboneras

Tabla I. Características por estratos de los barcos muestreado. En la columna de "maniobras observadas" el primer número indica las maniobras dirigidas al atún rojo, y el segundo número indica las maniobras dirigidas al pez espada.

Table I. Characteristics of boat strata studied. In the column headed "sets" the first number is the number of sets targeting bluefin tuna, and the second number is the number of sets targeting swordfish.

Área	Especie objetivo	Trimestre	Caladas observadas	Esfuerzo observado	Capturas	Índice
Mediterráneo B	atún rojo	2	17	20.986	4	0.19
Mediterráneo B	pez espada	3-4	38	57	22	0.4
Golfo de Cádiz B	pez espada	4	13	12.422	10	0.81

Tabla II. Capturas accidentales observadas e índices de capturas (número de tortugas/1000 anzuelos), por estrato de flota y área.
Table II. Incidental captures observed and catch rate (number of loggerhead/ 1000 hooks) per boat strata, and zone.

De las encuestas a la flota artesanal del Golfo de Cádiz se dedujo que tan sólo un 2% usó el palangre de superficie, mientras que para la flota artesanal del Mediterráneo no se pudo estimar el número aproximado.

Sólo se identificaron dos pesquerías de palangre de superficie en el área de estudio: una dirigida al atún rojo (figura 1) y otra dirigida al pez espada (figura 2). Ambas muy dispares tanto en los anzuelos utilizados como en profundidad de pesca (para un mayor detalle consultar LAURENT *et al.*, 2001; CAMIÑAS *et al.*, 2006).

Durante el mes de abril sólo se detectaron dos barcos pescando al atún rojo con palangre de superficie, aunque sin capturas accidentales de tortugas. En mayo y junio se verificó la presencia de 12 barcos con esloras superiores a 12 m, con un número total de 7 operaciones de media, que utilizaron unos 1250 anzuelos por operación de pesca. Por tanto, el esfuerzo total para el área y periodo de estudio fue estimado en 105000 anzuelos. En función de la CPUE de la tabla II se ha calculado un total de 20 ejemplares de tortuga boba capturadas accidentalmente por el palangre de superficie dirigido al atún rojo.

La pesca de palangre de superficie dirigida al pez espada se observó durante los meses de julio a octubre. Se estimó que 23 barcos (de entre 11-23 m de eslora, considerados no artesanales) pescaron en la parte mediterránea durante el periodo de estudio. El número medio de anzuelos por operación de pesca observada en la parte mediterránea del área de estudio fue de 1292 y la cantidad promedio de operaciones de pesca fue de 12, por lo que se estimó en 1400000 anzuelos el esfuerzo empleado. A partir de esos datos de esfuerzo el número estimado de tortuga boba capturada fue de 556 ejemplares.

En el área del Golfo de Cádiz se observó la presencia de flota palangrera al menos durante los meses de octubre y noviembre. Se estimó en 91000 anzuelos el esfuerzo total empleado, y el número total de tortugas capturadas accidentalmente se estimó en 74 ejemplares.

DISCUSIÓN

La flota palangrera de Andalucía y Murcia ha ido declinando en los últimos años (DE LA SERNA *et al.*, 2004), produciéndose un desplazamiento de la misma hacia otras áreas de pesca, coincidiendo con ello nuestras observaciones de esfuerzo de pesca en 2004. Estas observaciones son discordantes con las estimaciones de esfuerzo de otros autores para el área (LEWISON *et al.*, 2004). Coincidimos con otros autores (DOMINGO *et al.*, 2006), quienes creen que el esfuerzo estimado por LEWISON *et al.* (2004) es pobre, por lo que resulta deficiente en algunas áreas, ya que en su calculo se extrapolaron los valores de áreas anexas.

Por otra parte, los índices de CIPUE calculados para este periodo fueron muy bajos en relación a otras áreas contiguas del Mediterráneo (CAMIÑAS *et al.*, 2006). Sin embargo, la CIPUE en las aguas

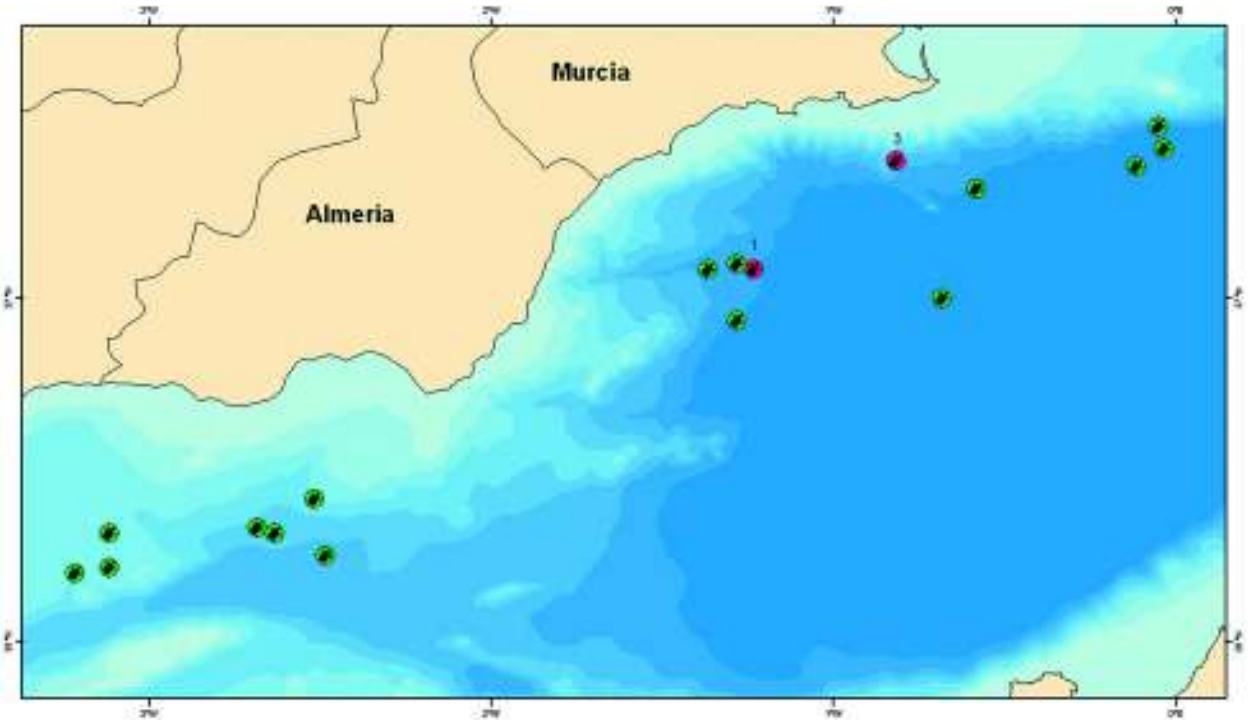


Figura 1. Distribución de las maniobras de pesca y las capturas observadas dirigidas al atún rojo.
Figure 1. Distribution of sets and captures targeting bluefin tuna.

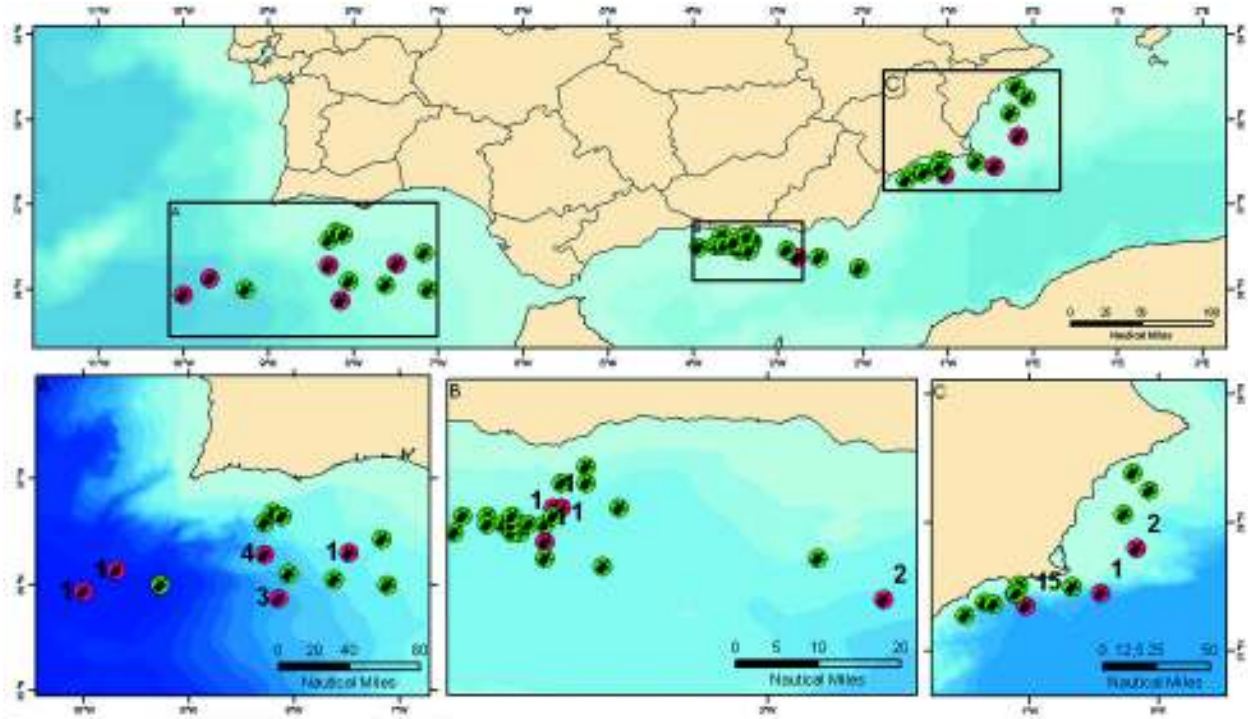


Figura 2. Distribución de las maniobras de pesca y las capturas observadas dirigidas al pez espada.
Figure 2. Distribution of sets and captures targeting swordfish.

Atlánticas de Andalucía fueron muy elevadas en relación a las del Mediterráneo occidental (consultar Camiñas *et al.*, 2006), aunque el esfuerzo empleado fue muy bajo, por lo que estos resultados no son concluyentes.

Se pueden distinguir, a partir de los resultados obtenidos, dos áreas de pesca diferentes: i) Área Atlántica de Andalucía, donde hubo valores altos de CIPUE de tortuga boba y ii) Área Mediterránea de Andalucía y Murcia,

donde se obtuvo una CIPUE de tortuga boba muy baja.

Aunque el palangre de superficie se ha considerado la principal amenaza para la tortuga boba en el Mediterráneo (MARGARITUOLIS *et al.*, 2003), para el área de estudio, sin embargo no parece una amenaza relevante, a la luz de los resultados de este trabajo. Por el contrario, en el Golfo Cádiz este aparejo de pesca sería una amenaza potencial, debido a la elevada CIPUE y al número de barcos que tienen licencia para pescar potencialmente en esta área. No obstante, las capturas comerciales españolas de pez espada en esta zona, en la actualidad, no parecen rentables, dada la poca actividad palangrera. Futuros estudios deberían indagar en este punto.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos: Panlandalife (Conservación de Cetáceos y Tortugas Marinas en Murcia y Andalucía, LIFE02NAT E/8610), del Instituto Español de Oceanografía (IEO) en cooperación con otras instituciones. Y por el proyecto nº P05-RNM-00935 de la Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa de la Junta de Andalucía. Además, queremos agradecer la labor del Licenciado Miguel Ángel Puerto González, observador científico.

BIBLIOGRAFÍA

BÁEZ, J.C., CAMIÑAS, J.A. & RUEDA, L. 2006. Accidental Fishing Capture of Marine Turtles in South Spain. *Marine Turtle Newsletter*, 111: 11-12.

CAMIÑAS, J.A. 1997. Relación entre las poblaciones de la tortuga boba (*Caretta caretta* Linnaeus, 1758) procedentes del Atlántico y del Mediterráneo en la región del estrecho de Gibraltar y áreas adyacentes. *Revista Española de Herpetología*, 11: 91-98.

CAMIÑAS, J.A., BÁEZ, J.C., VALEIRAS, X. & REAL, R. 2006. Differential loggerhead by-catch and direct mortality in surface longline according to boat strata and gear type. *Scientia Marina*, 70 (4): 660-665.

DE LA SERNA, J. M., MACÍAS, D., ORTIZ DE URBINA, J. Mª, ALOT, E. & RIOJA, P. 2004. Análisis de la pesquería española del pez espada (*Xiphias gladius*) en el Mediterráneo. *Collection Volume Scientific Paper ICCAT*, 56(3): 864-871.

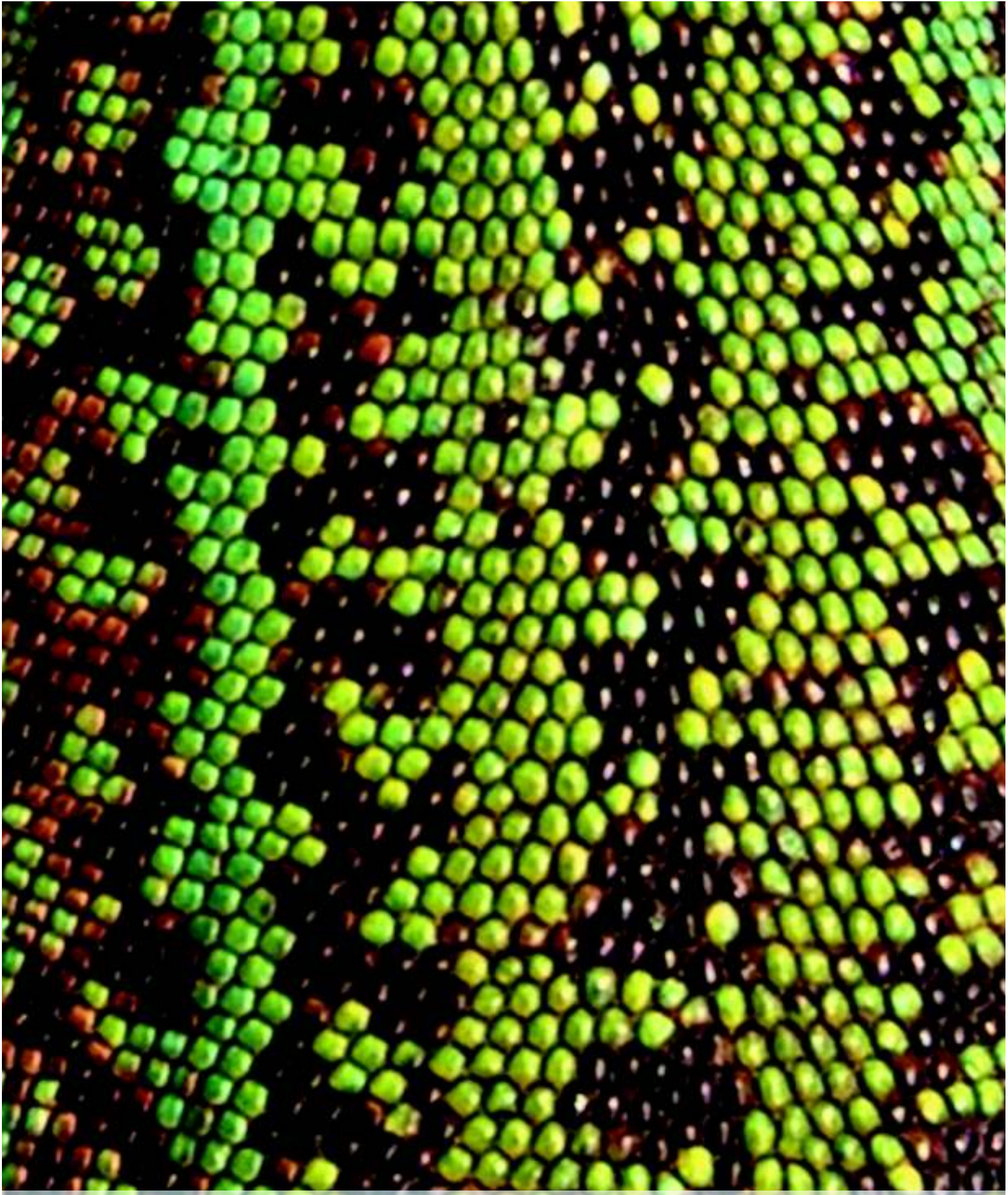
DOMINGO, A., SALES, G., GIFFONI, B., MILLER, P., LAPORTA, M. & MARUTTO, G. 2006. Captura incidental de tortugas marinas con palangre pelágico en el Atlántico Sur por las flotas de Brasil y Uruguay. *Collection Volume Scientific Paper ICCAT*, 59(3): 992-1002.

LEWISON, R.L., FREEMAN, S.A. & CROWDER, L.B. 2004. Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letter*, 7:221-231.

LAURENT L., J.A. CAMIÑAS, P. CASALE, M. DEFLORIO, G. DE METRIO, A. KAPANTAGAKIS, D. MARGARITOULIS, C.Y. POLITOU y X. VALEIRAS. 2001. *Assessing marine turtle bycatch in European drifting longline and trawl fisheries for identifying fishing regulations*. Project-EC-DG Fisheries 98-008. Joint project of BIOINSIGHT, IEO, IMBC, STPS and University of Bari. Villeurbanne, France.

MARGARITOULIS D., R. ARGANO, I. BARAM, F. BENTIVEGNA, M.N. BRADAI, J.A. CAMIÑAS, P. CASALE, G. DE METRIO, D.G. GEROSA, B.J. GODLEY, D.A. HADDOUD, J. HOUGHTON, L. LAURENT y B. LAZAR. 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea. In: *Loggerhead sea turtles*. A.B., Bolten & B.E., Witherington (Ed.). Florida, USA. 319 pp.

REY, J. C., J. MEJUTO & S. IGLESIAS, 1988. Evolución histórica y situación actual de la pesquería española de pez espada, (*Xiphias gladius*). *Collection Volume Scientific Paper ICCAT*, 27(1): 202-213.



Comparación de los tamaños de las tortugas bobas (*Caretta caretta,* Linnaeus, 1758) varadas en las costas mediterráneas andaluzas con los de las capturas en el palangre

J.J. Bellido, J.C. Báez, M.A. Farfán, J.A. Camiñas, J.J. Castillo, J.J. Martín, J.L. Mons, & R. Real

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	202-208	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Comparación de los tamaños de las tortugas bobas (*Caretta caretta,* Linnaeus, 1758) varadas en las costas mediterráneas andaluzas con los de las capturas en el palangre

Comparison between sizes of the loggerhead (*Caretta caretta* Linnaeus, 1758) stranded in the andalusian mediterranean coast and those captured in the longline

J.J. Bellido [1,3], J.C. Báez [2,4], M.A. Farfán [5], J.A. Camiñas [4], J.J. Castillo [1], J.J. Martín [1], J.L. Mons [1] & R. Real [3]

[1]Centro de Recuperación de Especies Marinas Amenazadas (CREMA). Aula del Mar de Málaga. Junta de Andalucía. Avda. Heredia 35, 29001 Málaga. crema@auladelmar.info

[2]Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de Santander. Promontorio de San Martín, Santander. granbaez_29@hotmail.com

[3]Universidad de Málaga, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología Animal. E-29071 Málaga.

[4]Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de Málaga. Puerto Pesquero, 29640 Fuengirola. jacaminas@ma.ieo.es

[5]Biogea Consultores, S. C. C/Navarro Ledesma 243. 29010 Málaga. biogea@biogea-consultores.com

RESUMEN

En el presente trabajo se estudia si los varamientos de tortuga boba en las costas andaluzas reflejan las capturas de la flota palangrera en el Mediterráneo occidental. Para ello se analiza si los tamaños de los ejemplares de tortuga boba capturados en el palangre de superficie por las flotas de Andalucía y Murcia (677 ejemplares) se corresponden con los de los individuos varados en las costas mediterráneas de Andalucía (286 ejemplares). La Longitud Recta del Caparazón (LRC) de las tortugas capturadas en el palangre fue significativamente más grande que la de los ejemplares varados. Los valores de LRC para los ejemplares capturados en el palangre se ajustaron a una distribución normal, con la moda en los 40-50 cm, una media de 48.3 cm y una mediana de 49 cm. Los valores de LRC de los ejemplares varados no resultaron normales, y presentaron una moda entre 25 y 35 cm y una mediana de 40 cm. Así, mientras que el palangre incidió mayoritariamente sobre ejemplares de tamaño medio-alto, los varamientos estuvieron dominados por ejemplares menores, con indicios de estructura polimodal. Esto sugiere que las tortugas varadas no provienen exclusivamente de las capturas por palangre.

PALABRAS CLAVE: capturas accidentales, palangre de superficie, tortuga boba, varamiento, Mediterráneo occidental.

ABSTRACT

In this study we analyze if the stranding of Loggerheads in the Andalusian coast is basically the result of the captures performed by the longline vessels in the Alboran Sea and in the Western Mediterranean. We analyzed if the sizes of the individuals captured by the longline vessels based at Andalusia and Murcia (677 specimens) are in accordance with those of the individuals stranded in the Andalusian Mediterranean coast (286 specimens). The straight length of shell (SLS) of the individuals captured in longlines was significantly bigger than that of the turtles stranded. Most individuals captured in longlines were between 40-50 cm of SLS, with a mean value of 48.3 cm, and a median of 49 cm, while most values of SLS for stranded turtles were comprised between 25-35 cm, with a median value of 40 cm. Thus, while the longline affects basically to mean- size individuals, the turtles stranded are mainly smaller individuals. This suggests that longline by-catch is not the only cause of loggerheads strandings in the Andalusian Mediterranean coast.

KEY WORDS:accidental captures, longline, loggerhead, stranding, western Mediterranean.

LABURPENA

Andaluziako kostaldean egiazko karetak hondarturik gelditzeak Mediterraneo mendebaldeko tretza-ontzidiaren harrapaketak islatzen ote dituen ikertzen da honako lan honetan. Horretarako, Andaluzia eta Murtziako ontzidiek azaleko tretzan harrapatutako egiazko kareten tamainak (677 alerenak) eta Andaluziako mediterranear kostaldean hondarturik agertzen diren indibiduoak (286 ale) bat al datozen aztertu da. Tretzan harrapatutako dortoken Oskolaren Luzera Zuzena (OLZ) ale hondartuena baino nabarmen handiagoa izan zen. Tretzan harrapatutako aleen OLZren balioak ohiko banaketarekin bat zetozen: 40-50 cm-ko moda, 48.3 cm-ko batezbestekoa eta 49 cm-ko mediana. Beraz, tretzak batez ere eragin handiagoa izan zuen tamaina erdiko/altuko aleengan; hondartzeek, berriz, eragin handiagoa izan zuten tamaina txikiko aleengan (egitura polimodalaren aztarnak). Hori dela eta, dortoka hondartuen jatorria badirudi ez dela soil-soilik bilatu behar tretzako harrapaketetan.

GAKO-HITZAK: ezbeharrezko harrapaketak, azaleko tretza, egiazko kareta, hondartzea, Mediterraneo mendebaldea.

INTRODUCCIÓN

Los varamientos se definen como la aparición y detección de tortugas vivas o muertas en las playas. La recogida de datos de los animales varados permite obtener información sobre las medidas del animal y, en el caso de ejemplares frescos y vivos, es posible establecer cual ha sido la causa que ha provocado el varamiento. Sin embargo, existen algunas limitaciones en cuanto a los datos que se obtienen en los varamientos de animales muertos. En la mayoría de los casos el avanzado estado de descomposición de las tortugas impide conocer la causa de la muerte. Asimismo, no se puede establecer con exactitud

donde ha muerto el animal, pues en función de las corrientes y vientos predominantes el animal se ha podido desplazar distancias considerables desde el momento de su muerte.

LUTCAVAGE *et al.* (1997) señalan que la mayoría de los varamientos de tortugas marinas a nivel mundial se producen por efectos antropogénicos. Sin embargo, otros autores como BENTIVEGNA *et al.* (2002) han descrito varamientos debidos a causas naturales.

La presencia de ejemplares varados en el norte del Mar de Alborán es un hecho constatado al menos desde 1979 por el Instituto Español de Oceanografía (IEO), formando parte esos varamientos de la Base de Datos del Ministerio de Medio Ambiente (MMA) y la Asociación Herpetológica Española (AHE) (http://www.herpetologica.org/base_datos.asp). Cada año más de 50 ejemplares de tortuga boba (*Caretta caretta* Linnaeus, 1758) varan en el litoral español del Mar de Alborán (CAMIÑAS, 1997; BELLIDO *et al.*, 2005). La presencia de esta especie en las inmediaciones del Estrecho de Gibraltar queda explicada por la dinámica migratoria de la tortuga boba en el Atlántico norte y el mar Mediterráneo (BJORNDAL *et al.*, 1994; CAMIÑAS, 1995a; CAMIÑAS, 1995b). Todos los años, un número indeterminado de tortugas provenientes de las costas americanas del hemisferio norte penetran en la cuenca occidental del Mediterráneo en primavera buscando áreas de alimentación, especialmente en torno a las islas Baleares donde se reúnen con ejemplares provenientes de la cuenca oriental mediterránea (CAMIÑAS, 1997; MUSICK & LIMPUS, 1997; MARGARITOULIS *et al.*, 2003; CARRERAS *et al.*, 2006). De igual modo, salen tortugas del Mediterráneo a finales del verano de retorno a sus áreas de origen (CAMIÑAS, 1995a; CAMIÑAS, 1995b; CAMIÑAS & DE LA SERNA, 1995).

Las costas mediterráneas de Andalucía son muy ricas en recursos pesqueros pues la dinámica de corrientes genera afloramientos marinos que inundan la superficie de nutrientes (RODRÍGUEZ, 1982; CAMIÑAS, 1983), lo que ha propiciado el desarrollo de una gran flota pesquera (SOBRINO *et al.*, 1994; CAMIÑAS *et al.*, 2005). En la actualidad, existe una importante flota palangrera con base en Andalucía que pesca, en su mayoría, en el Mediterráneo occidental. Durante la primavera y el verano las especies objetivo son el pez espada (*Xiphias gladius*), el atún rojo (*Thunnus thynnus*) y el atún blanco (*Thunnus alalunga*) (CAMIÑAS *et al.*, 2006). Cuando la pesca disminuye en el Mediterráneo occidental (finales de otoño e invierno) algunas embarcaciones de palangre se trasladan a pescar pez espada a Canarias o al sur de Portugal. Estas embarcaciones constituyen en total el 38% de la flota palangrera española, y el 62% de la flota española que opera en el Mediterráneo occidental (datos obtenidos desde la web www.mapa.es).

La interacción con artes de pesca se considera una de las principales amenazas para las tortugas marinas (CORBETT, 1989; LUTCAVAGE *et al.*, 1997). En el Mediterráneo es especialmente significativo el efecto sobre las poblaciones de tortugas marinas de las diferentes flotas de palangre de superficie en todas las cuencas (MARGARITOULIS *et al.*, 2003), aunque en la región del Estrecho de Gibraltar el enmalle a la deriva es igualmente importante (CAMIÑAS *et al.*, 1992; SILVANI *et al.*, 1999).

Por lo tanto, es plausible que el mar de Alborán, como zona de paso natural para la tortuga boba y zona de actividad pesquera, concentre un importante número de casos de interacciones de tortuga boba con la pesca. Fruto de esta relación negativa un número indeterminado de ejemplares terminan con lesiones o muertos, algunos de los cuales podrían varar, arrastrados por las corrientes y el viento hasta las playas.

El objetivo del presente estudio es analizar si los varamientos de tortuga boba en las costas de Andalucía se pueden atribuir fundamentalmente a los ejemplares capturados por la flota palangrera de Andalucía y Murcia en el mar de Alborán y Mediterráneo occidental.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para la realización del presente trabajo se han integrado bases de datos de distinto origen: varamientos de tortuga boba en Andalucía, capturas accidentales de tortuga boba en el Mediterráneo occidental, capturas accidentales de tortuga boba en el mar de Alborán.

Varamientos de tortuga boba en Andalucía

Los datos de varamientos han sido aportados por el Centro de Recuperación de Especies Marinas Amenazadas (CREMA). Durante los años 1997-2005, el CREMA ha registrado 286 varamientos (un tercio de ellos vivos) en la vertiente mediterránea de la costa de Andalucía y ha desarrollado una completa base de datos con la información obtenida. Los varamientos han sido atendidos por miembros del CREMA o por integrantes de su red de varamientos. En ambos casos, la información ha sido recogida por personas con la adecuada formación y equipamiento para la recopilación de datos. En la detección de estos varamientos cola-

boran todas las instituciones con competencia en el medio marino (policía local y nacional, guardia civil, cruz roja, protección civil, servicios de limpieza), así como cualquier ciudadano, por lo que la cobertura de la línea de costa es muy elevada.

En el presente estudio se incluyen como "varamientos mediterráneos" a los varamientos que se han producido en la costa de Málaga, Granada y Almería. Aunque parte de la costa de Cádiz pertenece al mar Mediterráneo, no se ha incluido como mediterráneo porque dicha zona queda excluida de la pesca con palangre, aunque en la zona faenan importantes flotas de enmalle a la deriva (TUDELA, 2000).

Capturas accidentales de tortuga boba en el Mediterráneo occidental

Estos datos han sido extraídos del Informe del IEO correspondiente al proyecto europeo EMTP (LAURENT *et al.*, 2001). Durante el periodo 1999-2000 se registraron 670 ejemplares capturados por la flota española en el Mediterráneo occidental (incluyendo sur de Cabo de Gata), fundamentalmente en el área de las Islas Baleares, todos los cuales fueron devueltos vivos al mar.

Capturas accidentales de tortuga boba en el mar de Alborán

Los datos de capturas accidentales de tortuga boba en aguas del Mar de Alborán *sensu stricto* han sido aportados por el proyecto PALANDALIFE del Instituto Español de Oceanografía, que conforma los resultados del Proyecto LIFE02NAT/E/8610 (http://www.cetaceos.com/life/index.htm) coordinado por la SEC y realizado en cooperación con otros organismos públicos y ONG´s. Durante la observación a bordo de buques comerciales se analizaron un total de 7 ejemplares de tortuga boba capturados de forma directa, es decir, observable desde el barco, en el mar de Alborán.

Se ha usado la Longitud Recta del Caparazón (LRC) de la tortuga boba para la comparación de los datos, ya que esta variable constituye un buen indicador de la edad del animal y de la fase del ciclo de vida en el que se encuentra (KAMEZAKI, 2003). Además, es la medida más exacta y precisa de los parámetros biométricos de tortugas marinas (BJORNDAL & BOLTEN, 1989; BOLTEN, 2000).

Se han comparado las tallas de los ejemplares capturados por la pesquería de palangre de superficie en el mar de Alborán y las tallas correspondientes a los varamientos producidos en el Mediterráneo andaluz. Por último, se han comparado las capturas en todo el Mediterráneo con los varamientos producidos en el Mediterráneo andaluz. La normalidad de las muestras de LRC se comprobó con la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Las pruebas estadísticas empleadas para comprobar la existencia de diferencias significativas ha sido la U de Mann-Whitney (SOKAL & ROHLF, 1981), que compara los rangos de tamaño en vez de los tamaños medios, y la prueba de Kolmogorov-Smirnov de dos muestras, que compara las distribuciones de frecuencias entre los ejemplares varados y los capturados en el palangre.

RESULTADOS

Los valores de LRC de las 677 tortugas analizadas provenientes de capturas en el palangre no presentaron diferencias significativas respecto a la distribución normal (Kolmogorov-Smirnov Z= 1,326, p> 0,05). De ellas, 670 fueron observadas en el Mediterráneo occidental y 7 en el mar de Alborán. La media de LRC de los ejemplares capturados en el Mar de Alborán fue de 56 cm y la mediana 55 cm, mientras que para las tortugas capturadas en el Mediterráneo occidental la media fue de 48,3 cm y la mediana 49 cm, aunque la diferencia entre ambos grupos no fue significativa (Mann-Whitney U_{677}= 1397,5; ns).

Los valores de LRC de los 286 ejemplares varados en el Mediterráneo andaluz no se ajustaron a la distribución normal (Kolmogorov-Smirnov Z= 1,804, p< 0,01). La media de LRC de estos ejemplares fue de 43 cm y la mediana fue de 40 cm. Los rangos de LRC de los ejemplares capturados en el mar de Alborán fueron significativamente mayores que los de los ejemplares varados (Mann Whitney U_{293}= 446, 00, p= 0.012; Kolmogorov-Smirnov Z= 1,554, p= 0,016).

Cuando se comparó la LRC de todos los ejemplares capturados en el Mediterráneo español con la de los varamientos producidos en la vertiente mediterránea de Andalucía, se detectaron igualmente diferencias estadísticamente significativas (Mann Whitney U_{956}= 68801, p<0.001; Kolmogorov-Smirnov Z= 4,413, p< 0,001). En cualquier caso, todos los ejemplares analizados eran de tamaños que corresponden a subadultos.

Los valores más frecuentes de LRC para los ejemplares capturados en el mediterráneo se encuentran en torno a los 40-50 cm, mientras que para los varamientos en la vertiente mediterránea la moda de LRC se sitúa entre 25-35 cm, si bien esta última distribución presenta indicios de estructura polimodal (figura 1).

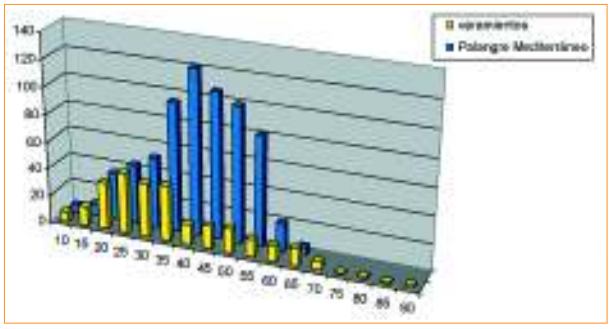


Figura 1. Representación gráfica de los valores de LRC de tortuga boba correspondiente a: varamientos en el litoral Mediterráneo de Andalucía (Varamientos) y capturas en la cuenca occidental mediterránea (Palangre). Se han establecido 18 rangos de LRC, con una amplitud de 5 cm (desde 10 cm hasta 95 cm). En la representación de la LRC de las capturas se han incluido los datos disponibles para todo el Mediterráneo Español.

Figure 1. Graphic representation of the SLS of Loggerhead corresponding to: strandings (Varamientos) and captures in the longline (Palangre). We established 18 intervals of SLS with a range of 5 cm (from 10 cm to 95 cm). In the graphic representation of the SLS we included the data available for the Spanish Mediterranean.

DISCUSIÓN

Sin lugar a dudas, la pesca con palangre es una de las principales causas de capturas accidentales de tortugas marinas en todo el mundo (CORBETT, 1989; LUTCAVAGE *et al.*, 1997). Sin embargo, no es posible cuantificar este efecto, ya que se desconoce el porcentaje de animales que acaban muertos (de modo inmediato o a medio plazo) tras interactuar con el palangre. Asimismo, tampoco se tienen datos del destino final de las tortugas que no mueren pero tienen un anzuelo alojado en el tracto digestivo. El análisis del registro de varamientos del CREMA muestra que aproximadamente el 30% de los ejemplares varados vivos en el periodo 1996-2004 en el litoral andaluz presentaban signos evidentes de interacción con palangre (BELLIDO *et al.*, 2005). Para los varamientos muertos no se tienen datos fiables debido al elevado grado de descomposición que presentan la mayor parte de los animales varados, lo que impide realizarles la necropsia para establecer la causa de muerte. Por lo tanto, se desconoce cual es la incidencia exacta del palangre sobre el registro de varamientos en el litoral andaluz. En cualquier caso, el presente estudio aborda la relación que existe entre la pesca con palangre y los varamientos de tortugas, vivas o muertas, en el Mediterráneo andaluz.

Los resultados aquí obtenidos indican que, mientras el palangre de superficie incide especialmente sobre ejemplares de tortuga boba de tamaño medio-alto (subadultos), en los varamientos generalmente aparecen ejemplares más pequeños (juveniles). Esta diferencia de tamaño se aprecia a pesar de que los tamaños mayores sólo están presentes en los varamientos (figura 1), debido a que las tortugas más grandes no son izadas a bordo a causa de su excesivo peso. Esto pone de manifiesto que existe una alta incidencia de tortugas juveniles varadas en la costa mediterránea de Andalucía.

Los resultados estadísticos parecen indicar que las tortugas bobas varadas en la costa mediterránea de Andalucía no provienen exclusivamente de las capturas por palangre de superficie. Esta conclusión se refuerza porque se han detectado diferencias significativas entre los tamaños de los ejemplares que han sido capturados accidentalmente por los palangreros de superficie que faenan en Alborán y los que han varado en la costa mediterránea. Sin embargo, si hubiera un varamiento diferencial en las tortugas afectadas por el palangre, de forma que las más pequeñas vararan más frecuentemente que las mayores, entonces nuestros resultados serían consistentes con un efecto importante del palangre.

DE LA SERNA *et al.* (2004) señalan que el esfuerzo total de pesca ejercido por la flota palangrera española en el Mar de Alborán ha ido descendiendo durante la pasada década. BÁEZ *et al.* (2006) señalan que la Captura Por Unidad de Esfuerzo (CPUE) para tortugas es muy baja en el Mar de Alborán en relación a la CPUE de otras áreas del Mediterráneo.

Una posible explicación de algunos de los varamientos de ejemplares de menor tamaño (por tanto, más jóvenes) en el mediterráneo andaluz podría ser la hipotermia, como han descrito en aguas italianas BENTIVEGNA *et al.* (2002), ya que los ejemplares juveniles de tortugas marinas presentan dificultades para regular su temperatura corporal cuando ocurren descensos bruscos de la temperatura del agua (ECKERT, 2002). La mortandad de ejemplares juveniles podría ser un efecto del enfriamiento del agua superficial en el Mar de Alborán, debido a la existencia de potentes afloramientos de agua fría que puede cubrir por completo el norte del Mar de Alborán (CANO, 1978; RODRÍGUEZ, 1982).

En todo caso, nuestros resultados aconsejan investigar, junto al palangre, la importancia como causa de varamiento de otras artes de pesca o la existencia de otras causas diferentes a la pesca, que afectarían principalmente a las tallas más pequeñas y, por tanto, a los individuos más jóvenes.

AGRADECIMIENTOS

En este trabajo se analizan datos de diversos proyectos del Instituto Español de Oceanografía (IEO) en cooperación con otras instituciones:

EMTP (European Marine Turtle Project) y Panlandalife (Conservación de Cetáceos y Tortugas marinas en Murcia y Andalucía, LIFE02NAT E/8610), por lo que agradecemos a los investigadores principales de los mismos y a esa Institución su cesión. Parte de este trabajo ha sido financiado por el proyecto nº P05-RNM-00935, de la Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa de la Junta de Andalucía.

Queremos agradecer a Ricardo Sagarminaga (Sociedad Española de Cetáceos) la cesión de los datos correspondientes al proyecto LIFE.

BIBLIOGRAFÍA

BÁEZ, J.C., CAMIÑAS, J.A., FARFÁN, M.A., BELLIDO, J.J. & REAL, R. 2006. Capturas no dirigidas de tortuga boba en aguas de Andalucía y Murcia durante el 2004. *IX Congreso Luso-Español de Herpetología*, Donostia-San Sebastián: 115-166.

BELLIDO, J.J., CASTILLO, J.J., MARTÍN, J.J. & MONS, J.L. 2005. *Consultoría y asistencia para la realización y evaluación de un estudio sobre la migración y el estado sanitario de las tortugas marinas en el litoral andaluz*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

BENTIVEGNA, F., BREBER, P. & HOCHSCHEID, S. 2002. Tortugas caguamas entumecidas de frío en el mar Adriático Sur. *Noticiero de Tortugas Marinas*, 97: 1-2.

BJORNDAL, K.A. & BOLTEN, A.B. 1989. Comparison of straight-line and over-the-curve measurements for growth rates of green turtles, *Chelonia mydas. Bulletin of Marine Science*, 45: 189-192.

BJORNDAL, K.A., A.B. BOLTEN, J. GORDON & J.A. CAMIÑAS, 1994. *Caretta caretta* (Loggerhead): Growth And Pelagic Movements. *Herpetol. Rev.*, 25(1):23-24

BOLTEN, A.B. 2000. Técnicas para la medición de tortugas marinas. In: *Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas*. L.A., Eckert, K.A., Bjorndal, F.A., Abreu-Grobois & M., Donnelly (Ed.): 126-131. UICN/CSE Grupo Especialista en Tortugas Marinas. Publicación Nº: 4.

CAMIÑAS J.A. 1983.- Datos preliminares sobre la biomasa zooplanctónica en el sector noroccidental del Mar de Alborán (1978/79). *Bol. Ins. Esp. Oceanog.*, vol 1, nº 1. 1983.

CAMIÑAS J.A. 1995a. The loggerhead *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) pelagic movements through the Gibraltar Strait. *Rapp Comm. Int. Mer. Médit.*, Vol 34: 238-239.

CAMIÑAS, J.A. 1995b. Relación entre las poblaciones de la Tortuga Boba (*Caretta caretta* Linnaeus 1758) procedentes del Atlántico y del Mediterráneo y efecto de la pesca sobre las mismas en la región del Estrecho de Gibraltar. Edic. Universidad de Murcia. *Serie Congresos* 9. Biología Pesquera (1995-1996): 131-146.

CAMIÑAS J. A: 1997. Relación entre las poblaciones de tortuga boba (*Caretta caretta* Linnaeus 1758) del Atlántico y el Mediterráneo en la región del Estrecho de Gibraltar y áreas adyacentes. *Rev. Esp. de Herp.*, Vol. 11: 91-98

CAMIÑAS, J.A., BÁEZ, J.C., VALEIRAS, X. & REAL, R. 2006. Differential loggerhead by-catch and direct mortality in surface longline according to boat strata and gear type. *Scientia Marina*, 70: 4

CAMIÑAS J.A. & DE LA SERNA. J.M. 1995. The loggerhead distribution in the western Mediterranean Sea as deducted from captures by the Spanish long line fishery. *Scientia Herpetologica*, 1995: 316-323.

CAMIÑAS J.A., DE LA SERNA J.M. & ALOT. E. 1992. Loggerhead (*Caretta caretta*) observed in the spanish surface lon-line fishery in the western Mediterranean Sea during 1989. *Rapport et Proces Verbaux des rèunions de la Commission Internationale pour l'Exploitation Scientifique de la Mèditerranée.* 33: 286

CAMIÑAS, J.A., BARO, J. & ABAD, R. 2005. La pesca en el Mediterráneo andaluz. Servicio de Publicaciones Fundación Unicaja, 264 pp.

CANO, N. 1978 *"Hidrología del mar de Alborán en primavera -verano"* Boletín del Instituto Español de Oceanografía nº. 248 Madrid.

CARRERAS C., PONT S., MAFFUCCI F., PASCUAL M., BARCELÓ A., BENTIVEGNA F., CARDONA L., ALEGRE F., SANFÉLIX M, FERNÁNDEZG. & AGUILAR A. 2006. Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation. *Marine Biology* 149: 1269-1279

CORBETT, K. 1989. *Conservation of European Reptiles and Amphibians*. Christopher Helm. London.

ECKERT, S. 2002. Distribution of juvenile leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* sightings. *Marine Ecology Progress Series*, 230: 289-293.

KAMEZAKI N. 2003. The morphological perspective. In: *Loggerhead sea turtles*. A.B. Bolten & B.E. Witherington (Ed.): 28-43. Florida, USA. 319 pp.

LAURENT L., CAMIÑAS J.A., CASALE P., DEFLORIO M., DE METRIO G., KAPANTAGAKIS A., MARGARITOULIS D., POLITOU C.Y. & VALEIRAS X.. 2001. *Assessing marine turtle bycatch in European drifting longline and trawl fisheries for identifying fishing regulations*. Project-EC-DG Fisheries 98-008. Joint project of BIOINSIGHT, IEO, IMBC, STPS and University of Bari. Villeurbanne, France.

LUTCAVAGE M.E., PLOTKIN P., WITHERINGTON B. & LUTZ P. 1997. Human impacts on Sea Turtle Survival. In: *The Biology of Sea Turtle* P.L. Lutz & J.A. Musick (Ed.): 307-409, *Vol* I. CRC Press.

MARGARITOULIS D., ARGANO R., BARAM I., BENTIVEGNA F., BRADAI M.N., CAMIÑAS J.A., CASALE P., DE METRIO G., GEROSA D.G., GODLEY B.J., HADDOUD D.A., HOUGHTON J., LAURENT L. & LAZAR B. 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea. In: *Loggerhead sea turtles*. A.B., Bolten & B.E., Witherington (Ed.): 175-198. Florida, USA.

MUSICK J.A. & LIMPUS C.J. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. In: *The Biology of Sea Turtle. Vol I*. P.L. Lutz & J. A. Musick (Ed.): 137-163. CRC Press.

RODRÍGUEZ, J. 1982. *Oceanografía del Mar Mediterráneo*. Ed. Pirámide.

DE LA SERNA, J.M., MACÍAS, D., ORTIZ DE URBINA, J.Mª, ALOT, E. & RIOJA, P. 2004. Análisis de la pesquería española del pez espada (*Xiphias gladius*) en el Mediterráneo. *Collection Volume Scientific Paper ICCAT*, 56 (3): 864-871.

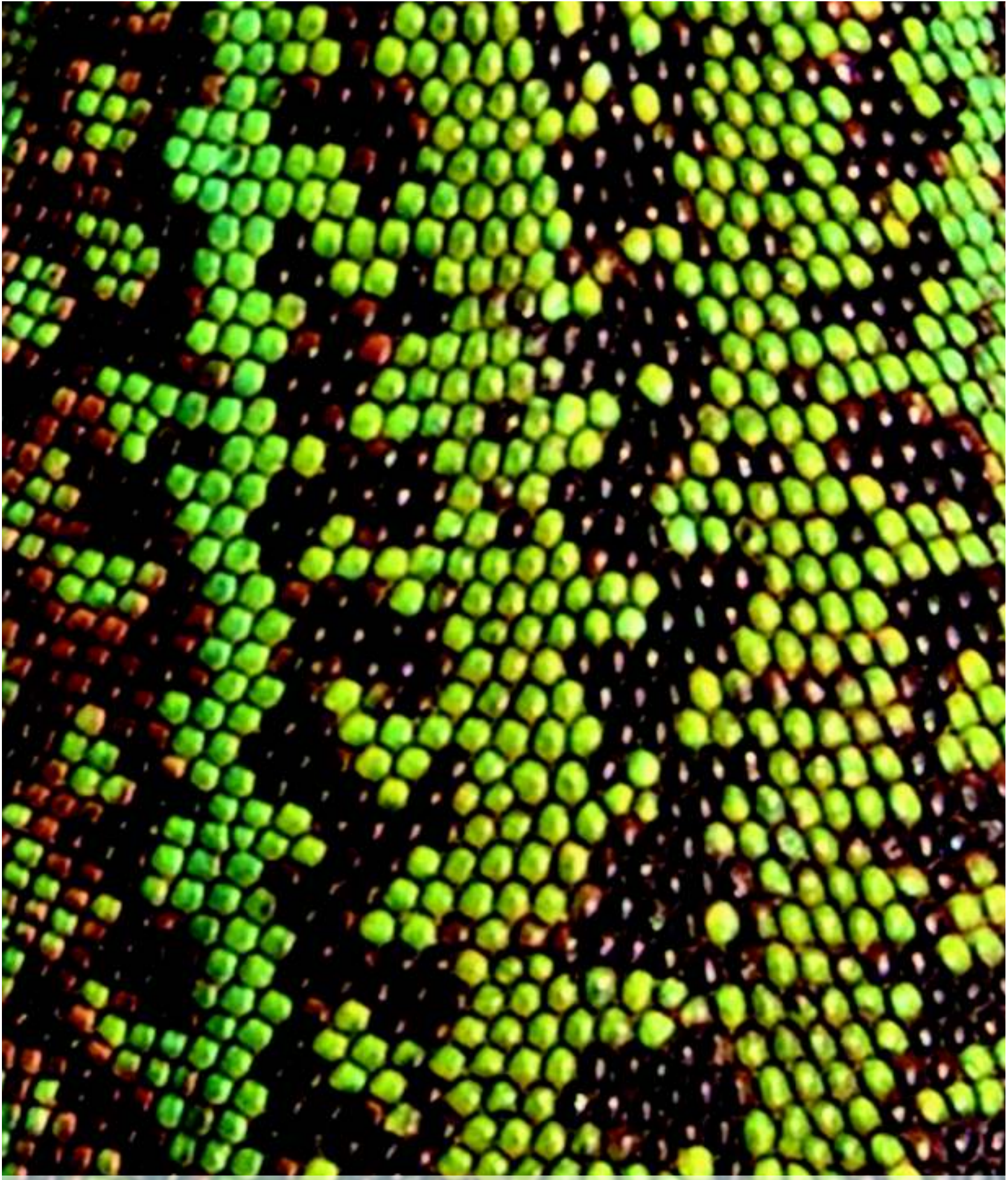
SILVANI, L., M. GAZO & A. AGUILAR. 1999. Spanish drifnet fishing and incidental catches in the western Mediterranean. *Biological Conservation*, 90 (1):79-85.

SOBRINO, I., BARO, J. y CUMBRERAS, F. 1994. *Las artes de pesca en el litoral gaditano*. Diputación Provincial de Cádiz. Cádiz.

SOKAL, R. & ROHLF, F. 1981. Biometry. Freeman & company.

TUDELA, S. 2000. Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: An analysis of the major threats of fishing gears and practices to biodiversity and marine habitats. FAO *Project for SAP-BIO.*

Foto: Manu Océn



Depredación de tortuga por mamíferos carnívoros en tres poblaciones de distinta densidad de tortuga mora (*Testudo graeca graeca*) en el Sureste Ibérico

Rubén Ballestar, José Daniel Anadón, Andrés Giménez, Vanessa Abad, María Larrosa & Belén Pardo

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	210-215	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Depredación de tortuga por mamíferos carnívoros en tres poblaciones de distinta densidad de tortuga mora (*Testudo graeca graeca*) en el Sureste Ibérico

Predation of tortoises by mammalian carnivorous fauna in three populations with different density of spur-thighed tortoise (*Testudo graeca graeca*) in Southeastern Spain

Rubén Ballestar*, José Daniel Anadón, Andrés Giménez, Vanessa Abad, María Larrosa & Belén Pardo
Área de Ecología. Universidad Miguel Hernández. Edif. Torreblanca. Campus de Elche. Avda/ Ferrocarril s/n. 03202 Elche. Spain
*rballestar@umh.es

RESUMEN

La depredación por carnívoros es una importante causa de mortalidad de tortuga mora (*Testudo graeca graeca*), principalmente en sus primeros años de vida. Se han analizado los excrementos de mamíferos carnívoros encontrados en tres poblaciones de tortuga muestreadas, correspondientes a tres clases de densidad diferentes (*alta, media* y *baja* densidad de tortuga). La tasa de depredación sobre *T. graeca* varió en función de la densidad de la población estudiada.

PALABRAS CLAVE: Tortuga mora, abundancia, mortalidad, depredación.

ABSTRACT

Predation by mammalian carnivorous fauna is an important cause of mortality of *Testudo graeca* in their first years of life. We examined the excrements of mammalian fauna corresponding to three populations with different abundance of tortoise (*high, medium* and *low abundance*). The rate of predation observed varied according to the tortoise abundance of the studied population.

KEY WORDS: Spur-thighed tortoise, abundance, mortality, predation.

LABURPENA

Haragijaleen harrapakina izanik, dortoka greziarraren (*Testudo graeca graeca*) hilkortasun-maila altu samarra da, batez ere bere bizitzako lehen urteetan. Laginak hartzeko aukeratutako hiru dortoka-populaziotan aurkitutako ugaztunen gorotzak aztertu dira, hiru dentsitate-maila ezberdinei zegozkienak (dortoka-dentsitate *altua, ertaina* eta *baxua*). Ikertutako poblazio-dentsitatearen arabera, *T. graeca*-ren harrapatze-indizea aldatzen zen.

GAKO-HITZAK: Dortoka greziarra, oparotasuna, hilkortasuna, harraparitza

INTRODUCCIÓN

La tortuga mora (*Testudo graeca graeca*) es una de las especies faunísticas más características y singulares de los sistemas semiáridos del Mediterráneo Occidental (figura 1). En el sureste ibérico esta especie aparece en el Catálogo de Especies Amenazadas de la Región de Murcia como *Vulnerable*, y *En Peligro de Extinción* en el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas.

Aunque las principales causas de su retroceso poblacional en el sureste peninsular son la pérdida y fragmentación de su hábitat, existen muchos otros factores de amenaza, tanto naturales como antrópicos, que pueden poner en riesgo el mantenimiento de sus poblaciones.

La depredación, por ejemplo, ejerce una importante presión demográfica y selectiva en las poblaciones de reptiles, aunque suele ser notoriamente difícil de cuantificar (Wilson, 1991). Las tortugas son reptiles muy vulnerables durante los primeros años de vida. Multitud de animales las depredan durante esta fase y de hecho la depredación es la principal causa de mortalidad de huevos y neonatos (Innis, 1997). Hasta el momento se ha descrito la depredación por parte de mamíferos (Brooks *et al.* 1991; Schweiger, 1992), aves (Madec, 1995), otros reptiles (Witherington & Salmon, 1992; Merchán *et al.*, 1997) e invertebrados (Lemm, 1997).

La depredación es una fuente natural de mortalidad para las tortugas terrestres y puede convertirse en un factor de afección para la supervivencia de poblaciones en declive (Boardman, 1997). Además, los depredadores cuyas poblaciones se ven beneficiadas por la actividad humana pueden tener un importante efecto sobre las especies presa. Este hecho es de especial interés para la conservación cuando ésta se encuentra amenazada, como es el caso de Testudo graeca.

Las tortugas terrestres presentan de forma natural poblaciones de muy distinta densidad

(BALLESTAR *et al.*, 2007). Este hecho, unido a sus marcados patrones de actividad (PÉREZ *et al.*, 2002), hace previsible que la importancia e intensidad de la depredación por parte de mamíferos carnívoros varíen en función de la abundancia de tortuga.

Con este estudio se pretende, por una parte, identificar los mamíferos carnívoros que depredan sobre la tortuga mora en poblaciones de distinta densidad de tortugas y, por otra, realizar una primera aproximación a la relación entre la depredación por mamíferos carnívoros en poblaciones locales de tortuga mora y la abundancia de la misma.

Figura 1. Ejemplar joven de tortuga mora.
Figure 1. Young individual pf spur-thighed tortoise.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se han estudiado tres poblaciones locales de tortuga mora, de las cuáles se conocía *a priori* la abundancia relativa (individuos encontrados por unidad de esfuerzo). En dichas poblaciones se realizaron transectos lineales con el fin de recoger todos los excrementos de mamífero visibles. Los excrementos recogidos se analizaron en laboratorio para determinar su contenido y la proporción que contenía restos de tortuga. A continuación se detallan los métodos empleados.

Localidades elegidas para el análisis

Cada localidad elegida representó una clase de abundancia de tortuga diferente (*alta, media* y *baja* densidad de la especie). Las características (nombre, coordenadas UTM y algunas variables ambientales y de relieve) de las tres localidades elegidas se detallan en la tabla I.

Estimación de la densidad absoluta de tortuga mora en las localidades muestreadas

De cada una de las poblaciones se calculó la abundancia absoluta mediante el análisis de distancias de encuentro a partir de transectos lineales (BUCKLAND *et al.*, 2001).

Durante la primavera del año 2005 en cada una de las localidades se realizaron tres itinerarios de censo, consistentes en transectos lineales de esfuerzo controlado, independientes entre sí. Las tortugas fueron localizadas visualmente.

Los censos se realizaron durante la primavera y principios del verano (meses de marzo, abril, mayo y junio), ya que es en estos meses en los que la tortuga presenta unas pautas de actividad máximas y regulares, y su detectabilidad aumenta de forma notable (PÉREZ *et al.*, 2002). Los transectos tuvieron una duración aproximada de tres horas.

De cada encuentro realizado se anotó la distancia a la que se efectuó el encuentro (medida perpendicularmente a la línea imaginaria de avance del buscador).

Cada itinerario quedó registrado en un archivo de GPS, a partir del cuál se calcularon las longitudes de cada uno de los itinerarios de censo. Se controló el tiempo de búsqueda y se realizaron estimaciones de los valores de cobertura vegetal.

Para determinar la abundancia absoluta (*AA*, expresada en tortugas/ha) en las poblaciones muestreadas se analizaron las distancias de encuentro de las tortugas al transecto. Para ello se utilizó el programa informático Distance (LAAKE *et al.*, 1993) (para más información, ver BALLESTAR *et al.*, 2007). El modelo se eligió entre varios posibles, a partir del criterio de Akaike.

Análisis de la depredación en cada una de las localidades muestreadas

En las tres localidades se realizaron transectos diseñados para recoger el mayor número de excrementos de mamífero posible. Los transectos, de esfuerzo controlado e independientes entre sí, tenían una duración aproximada de 30-40 minutos, y discurrían por sendas, bordes de caminos, líneas de cumbres y, en general, aquellos lugares con mayor probabilidad de encuentro de excrementos.

Nombre de la localidad	UTM	Unidad geológica	Altitud	Litología	Orientación predominante
Centinares Alto	591500, 4149500	Sierra de Bédar	Alta	Silícea	NE
Malagate	601500, 4140500	Sierra de Almagro	Media	Caliza	N
Sotomayor	601500, 4136500	Sierra de Almagro	Alta	Silícea	N

Tabla I. Localidades elegidas para el análisis.
Table I. Local populations included in the analysis.

De cada excremento se determinó la especie de la que procedía, así como el contenido de los mismos (BANG & DAHLSTRÖM, 1975): restos de pelos, plumas, huesos, semillas, restos vegetales, insectos y restos de tortuga mora (huesos, placas o escamas).

RESULTADOS

Resultados de las estimas de densidad de tortuga mora

En las tres localidades de interés, correspondientes a las tres clases de abundancia de tortuga mora, se realizó un esfuerzo global de 143 horas de búsqueda. Se recorrieron 156 kilómetros. Se encontraron 33 individuos de tortuga.

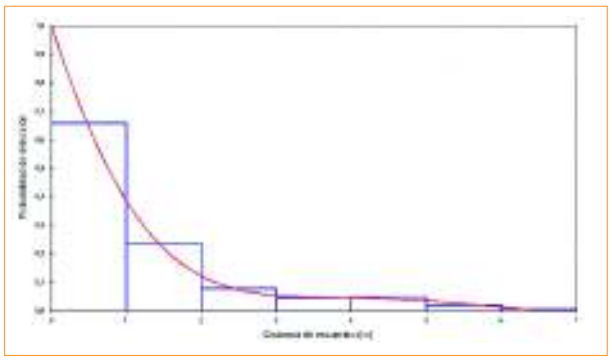


Figura 2. Curva de probabilidad de detección del modelo.
Figure 2. Detection probability of spur-thighed tortoise according to the statistical model generated.

Las estimas realizadas para cada una de las tres localidades se muestran en la tabla II, junto con sus intervalos de confianza y alguna información relativa a los itinerarios de censo. Los valores de densidad fueron de 1,15 individuos/ha para la localidad de baja densidad (*Centinares Alto*); 3,14 individuos/ha para la localidad de media densidad (*Malagate*) y 14,72 individuos/ha para la de alta densidad (*Sotomayor*).

Resultado del análisis de los excrementos de carnívoros encontrados

En las tres poblaciones se hallaron un total de 111 excrementos de mamíferos carnívoros. Los excrementos pertenecieron a 3 especies: 72 excrementos de zorro (*Vulpes vulpes*), 37 de garduña (*Martes foina*) y 2 de tejón (*Meles meles*). En la tabla III se muestra la procedencia de los excrementos por localidad y depredador.

Únicamente se observaron evidencias de depredación (restos de escamas y huesos de tortuga) en excrementos procedentes de las dos primeras especies (zorro y garduña). Puesto que no se pretendía estudiar el impacto de la depredación sobre la población de tortuga, es indiferente si los restos encontrados pertenecen a uno o a varios individuos de tortuga. En la tabla IV y en las figuras 3 y 4 se resumen los resultados obtenidos.

Localidad	Transectos	Horas de búsqueda	Tortugas encontradas	Distancia recorrida (m)	Densidad de tortuga (Individuos / hectárea)	Intervalo de confianza		Clase de abundancia
Centinares Alto	23	65,55	3	73301	1,15	0,29	4,51	Baja
Malagate	14	44,13	8	53732	3,14	1,18	8,35	Media
Sotomayor	12	32,97	22	28668	14,72	7,39	29,32	Alta

Tabla II. Itinerarios de censo y estimas de abundancia realizadas mediante el programa *Distance*.
Table II. Census itineraries and local abundance estimates generated with the program *Distance*.

En la figura 2 se muestra la curva de detectabilidad de la especie del modelo generado, a partir de los encuentros de individuos de *Testudo graeca*. El modelo (Exponencial Negativo: AIC = 712,80. Test de bondad de ajuste: χ^2= 15,003; g.l.= 4; p= 0,005) indica que la probabilidad de encuentro de tortuga decrece de forma exponencial al aumentar la distancia entre el buscador y la tortuga.

	Localidades		
Depredador	Centinares Alto (Baja densidad)	Malacate (Media densidad)	Sotomayor (Alta densidad)
Zorro	25	25	21
Garduña	4	14	20
Tejón	0	2	0

Tabla III. Origen de los excrementos analizados.
Table III. Origin of the analysed excrements.

Localidad muestreada	Densidad de tortuga	Nº excrementos analizados	% Excrementos con restos de tortuga	Depredadores
Centinares Alto	Baja	30	0	-
Malagate	Media	41	2,44	Zorro 2,44%
Sotomayor	Alta	40	12,5	Zorro 10% Garduña 2,5%

Tabla IV. Resultados de los análisis de los excrementos de mamíferos.
Table IV. Results for the analysis of the mammalian excrements.

Figura 3. Porcentaje de depredación sobre tortuga observado en excrementos de zorro (*Vulpes vulpes*).

Figure 3. Observed predation rate over spur-thighed tortoise by red fox (*Vulpes vulpes*).

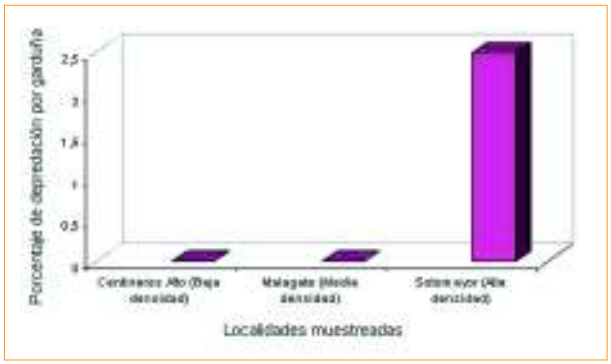


Figura 4. Porcentaje de depredación sobre tortuga observado en excrementos de garduña (*Martes foina*).

Figure 4. Observed predation rate over spur-thighed tortoise by stone marten (*Martes foina*).

DISCUSIÓN

Se observó que los principales depredadores de tortuga mora en su fase inmadura son la garduña (*Martes foina*) y el zorro (*Vulpes vulpes*), principalmente este último. Un estudio precedente sobre la dieta de estos carnívoros llevado a cabo en una localidad cercana (García *et al.*, 2003), mostró un comportamiento alimentario generalista de las especies consideradas, hallándose restos de aves, pequeños roedores, insectos, conejos, así como restos vegetales. Al igual que en estos estudios previos, el zorro presentó la mayor tasa de depredación. Según el mismo estudio, el porcentaje de excrementos de zorro con restos de tortuga durante la primavera presentó una incidencia alta (>20%); según esto, la tortuga puede ser una importante fuente de alimento para esta especie en los periodos en los que ésta permanece activa y disponible para los depredadores, sobre todo en épocas de escasez de otras presas alternativas.

El 10% de los excrementos de zorro analizados procedentes de la localidad de alta densidad poseían restos de tortuga. Aunque a la vista de las gráficas parece evidente que la depredación se da en las zonas de alta densidad de tortuga, estos resultados preliminares no pueden reforzarse estadísticamente, ya que el número de excrementos que contienen restos de *Testudo graeca* es insuficiente

La depredación puede ser un problema de conservación cuando la especie depredadora está favorecida por el hombre, dando lugar a sobrepredación. El zorro es una especie favorecida en paisajes con niveles de perturbación intermedia (Means, 1998), como son los paisajes tradicionales dominantes en buena parte del área de distribución de la especie en el sureste ibérico. Por lo tanto, no se descarta la posibilidad de procesos de sobrepredación en determinadas localidades.

A diferencia de las aves (cuyos patrones de actividad diurnos son coincidentes con los de la especie presa), la actividad estrictamente diurna de la tortuga, en contraposición a los hábitos nocturnos o crepusculares de los mamíferos carnívoros (Blanco, 1998), podría indicar que existe un desarrollo de búsqueda activa de tortugas juveniles por parte de estos últimos (Begon *et al.*, 1988). Para contrastar esta hipótesis sería necesario realizar un estudio sobre la abundancia de los depredadores citados en las tres localidades estudiadas.

Estos resultados preliminares parecen indicar que existe una relación entre la densidad de tortuga mora y la tasa de depredación observada a partir de las muestras fecales analizadas; sin embargo, este hecho podría ser atribuible tanto a una mayor densidad de depredadores como a la mayor facilidad para encontrar la presa.

Es necesario muestrear un mayor número de poblaciones de cada una de las distintas densidades, así como realizar censos de las especies depredadoras, para poder extraer resultados que gocen de una mayor robustez estadística y que definan con mayor precisión el comportamiento de la depredación con la densidad de tortuga.

BIBLIOGRAFÍA

BALLESTAR, R., ANADÓN, J.D. & GIMÉNEZ, A. 2007. Patrones de abundancia a escala local de la tortuga mora (*Testudo graeca graeca*) en el sureste ibérico. *Munibe Suplemento,* 25.

BANG, P. & DAHLSTRÖM, P. 1975. *Huellas y señales de los animales de Europa.* Omega. Barcelona.

BEGON, M., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. 1988. Ecología. Omega. Barcelona.

BLANCO, J.C. 1998. *Mamíferos de España*. GeoPlaneta. Madrid.

BOARDMAN, W.I. 1997. Predation on turtles and tortoises by a "subsidized predator". *Conservation, restoration and management of tortoises and turtles – An international conference*: 103-104.

BROOKS, R.J., BROWN, P. & GALBRAITH, D.A. 1991. Effects of a sudden increase in natural mortality of adults on a population of the common snapping turtle (*Chelindra serpentina*). *Can. J. Zool.*, 69: 1314-1320.

BUCKLAND, S.T., D.R. ANDERSON, K.P. BURNHAM, J.L. LAAKE, D.L. BORCHERS & L. THOMAS. 2001. *Introduction to Distance Sampling*. Oxford University Press, London.

GARCÍA, C., GOROSTIZA, A., BALLESTAR, R., YELO, N., ANADÓN, J.D., PÉREZ, I., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., BOTELLA, F. & GIMÉNEZ, A. 2003. Predation of the spur-thighed tortoise *Testudo graeca graeca* by mammalian carnivorous fauna in southeastern Spain. *II International Congress on Chelonian Conservation*. Saly, Senegal.

INNIS, C.J. 1997. Caring for help outlaws: chelonian pediatrics. *Proceedings of the A.R.A.V.*, 1: 117-123.

LAAKE *et al.* 1993. Program Distance. Distance Development Team.

LEMM, J. 1997. Predation of captive reptiles in southern California by the introduced argentine Ant, *Linepithema humile. Bulletin of the Assotiation of Reptilian and Amphibian Veterinarians*. 7 (3): 4-5.

MADEC, D. 1995. La predation dans le processus de conservation de la tortue d'Hermann *Testudo hermanni. International Congress of Chelonian Conservation*, 1 : 181-183.

MEANS, D.B. 1998. Management recommendations for the gopher tortoise in longleaf pine ecosystems. En: C.K. Dood (ed.), *Gopher tortoise habitat management: strategies and options*: 41-56. Florida Museum of Natural History.

MERCHÁN, M. & MARTÍNEZ-SILVESTRE, A. 1997. *Tortugas de España*. Ed. Antiquaria. Madrid.

PÉREZ I., GIMÉNEZ A., ANADÓN J.D., MARTÍNEZ M. & ESTEVE M.A. 2002. Patrones de actividad estacional y diaria de la tortuga mora (*Testudo graeca* L. 1758 ssp. *graeca*) en el sureste de la Península Ibérica. *Anales de Biología*, 24: 65-75.

SCHWEIGER, M. 1992. The porcupine *Hystrix cristata* as population-limiting factor of *Testudo hermanni hermanni. Salamandra*, 28 (1): 86-88.

WILSON, D.S. 1991. Estimates of survival for juvenile gopher tortoises, *Gopherus polyphemus. J. Herpetol.* 25(3): 376-379.

WITHERINGTON, B.E. & SALMON, M. 1992. Predation on loggerhead turtle hatchlings after entering the sea. *Journal of Herpetology*, 26: 226-228.

Patrones de abundancia a escala local de la tortuga mora (*Testudo graeca graeca*) en el Sureste Ibérico

Rubén Ballestar, Andrés Giménez & José Daniel Anadón

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	216-223	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Patrones de abundancia a escala local de la tortuga mora (*Testudo graeca graeca*) en el Sureste Ibérico

Local abundance patterns of the spur-thighed tortoise (*Testudo graeca graeca*) in Southeastern Spain

Rubén Ballestar*, Andrés Giménez & José Daniel Anadón
Área de Ecología. Universidad Miguel Hernández. Edif. Torreblanca. Campus de Elche. Avda/ Ferrocarril S/N. 03202 Elche. Spain.
*rballestar@umh.es

RESUMEN

La abundancia de individuos de una población local es generalmente la variable de principal interés en los estudios de Ecología (McCallum, 2000). En este estudio se analizaron 38 poblaciones de tortuga mora a lo largo de toda su área de distribución en el sureste ibérico, con el fin de determinar su abundancia relativa y absoluta. Los índices de abundancia relativa oscilaron entre 0 y 1,40 tortugas por buscador y hora de censo, mientras que los valores de abundancia absoluta variaron entre 0,36 y 16,24 tortugas por hectárea.

PALABRAS CLAVE: Tortuga mora, abundancia local, índice de abundancia relativa, abundancia absoluta, densidad poblacional.

ABSTRACT

The individual abundance in a local population is, in general, one of the most interesting variables in ecological studies (McCallum, 2000). In this study, 38 spur-thighed tortoise populations, spread throughout all their distribution area in southeastern Spain, were analyzed, with the objective of determine their relative and absolute abundance. Relative abundance varied from 0 to 1.40 tortoises per survey and hour. Absolute abundance estimates ranged from 0.36 to 16.24 individuals per hectare.

KEY WORDS: Spur-thighed tortoise, local abundance patterns, relative abundance, absolute abundance, population density.

LABURPENA

Ekologia-ikerketetan aldagairik interesgarriena, oro har, tokiko populazio baten banako-oparotasuna izaten da (McCallum, 2000). Ikerketa honetan dortoka greziarraren 38 populazio aztertu ziren Iberiako hego-ekialdeko banaketa-eremu osoan zehar, espeziearen oparotasun erlatiboa eta absolutua zehazteko. Oparotasun erlatiboaren indizeak 0 eta 1,40 dortoka artekoak izan ziren bilatzaile bakoitzeko eta errolda-orduko; oparotasun-balio absolutuak, berriz, 0,36 eta 16,24 dortoka artekoak izan ziren hektareako.

GAKO-HITZAK: Dortoka greziarra, tokiko oparotasuna, oparotasun erlatiboaren indizea, oparotasun absolutua, populazio-dentsitatea.

INTRODUCCIÓN

Las tortugas terrestres presentan de forma natural poblaciones con densidades muy variables, según las características ambientales de la localidad (climáticas, litología, relieve o usos del suelo) así como por condicionantes históricos y de la propia dinámica poblacional de la especie (figura 1).

Las poblaciones de tortuga mora (*Testudo graeca graeca*) en el sureste ibérico se encuentran en regresión, principalmente a causa de la destrucción y fragmentación de su hábitat. En el *Catálogo de Especies Amenazadas de la Región de Murcia*, la especie aparece como *Vulnerable*, mientras que en el *Catálogo Andaluz* lo hace como *En peligro de extinción*. Este hecho pone de manifiesto la importancia de conocer en profundidad la biología y ecología de la especie.

Aunque ya han sido estudiados en profundidad los factores que determinan la distribución y la abundancia de la tortuga mora a nivel regional (Giménez *et al.*, 2001; Anadón *et al.*, 2005), hasta el momento se desconocían valores de abundancia absoluta de esta especie a escala local en el sureste ibérico. Sin embargo, disponer de este tipo de información resulta necesario, y casi imprescindible para realizar un correcto seguimiento poblacional y conocer la evolución de las poblaciones locales en el tiempo, así como para poder realizar un diagnóstico previo de su estado de conservación.

En el presente trabajo se exploran la abundancia relativa y absoluta de poblaciones locales de tortuga mora en el sureste ibérico. Los índices de abundancia relativa son sencillos de obtener y, aunque los métodos empleados para tal efecto no estiman la abundancia real, son un buen indicador de la misma (McCallum, 2000). Estos índices resultan de gran interés; por ejemplo, para comparar diferentes áreas de estudio, diferentes momentos temporales de una misma población o distintas categorías de animales, sin tener en cuenta cuál es la densidad real de individuos en la zona de estudio. Los índices de abundancia absoluta (individuos por unidad de superficie), a pesar de la mayor complejidad que entraña su cálculo y el mayor esfuerzo necesario, ofrecen un valor aproximado al tamaño poblacional real y se hallan libres de sesgos producidos por la detectabilidad de la especie o por el

esfuerzo de muestreo empleado. Uno de los métodos más utilizados en la actualidad es la estimación de la densidad mediante el análisis de la distancia de encuentro (BUCKLAND *et al.*, 2001) en transectos de censo lineales.

Figura 1. Individuo de tortuga mora.
Figure 1. The spur-thighed tortoise.

OBJETIVOS

Los objetivos del presente trabajo son:

• Estimar la abundancia relativa de poblaciones locales de tortuga mora en un conjunto de poblaciones que representen la heterogeneidad ambiental existente en el área de distribución de la especie en el sureste ibérico.

• Estimar la abundancia absoluta de las mismas mediante el empleo del método de distancias de encuentro.

• Realizar una clasificación de las poblaciones en función de su clase de densidad a partir de la información existente sobre los patrones de abundancia regional de la tortuga mora en el sureste ibérico.

• Poner en relación los índices de abundancia relativa y absoluta obtenidos.

• Comparar estos resultados con otros pertenecientes a esta misma especie en otros lugares de su área de distribución y con otras especies de tortugas terrestres.

METODOLOGÍA

Poblaciones locales muestreadas

Durante la primavera del año 2006 se realizaron censos de tortuga mora en 38 localidades repartidas a lo largo del área de distribución de la especie en el sureste ibérico, en las cuales se presumía la presencia de la especie (por encuestas realizadas a pastores o por censos previos de este mismo equipo de trabajo). La superficie de las localidades osciló entre las 20 y las 30 hectáreas. Estas localidades fueron elegidas para representar la heterogeneidad ambiental existente en el área de distribución (unidad geográfica, altitud, litología y orientación dominantes a gran escala).

Itinerarios de censo y recogida de datos

En cada una de las localidades se realizaron 3 itinerarios de censo, consistentes en transectos lineales de esfuerzo controlado independientes entre sí. El buscador localizaba a las tortugas de forma visual.

Los censos se realizaron durante la primavera y principios del verano (meses de marzo, abril, mayo y junio), ya que es en estos meses en los que la tortuga presenta unas pautas de actividad máximas y regulares, y su detectabilidad aumenta de forma notable (PÉREZ *et al.*, 2002).

Las condiciones meteorológicas tienen una importante influencia sobre el número de individuos detectados; por ello los censos se realizaron en días despejados, sin lluvia y por la mañana, con el fin de estandarizar la búsqueda y maximizar el número de encuentros por unidad de esfuerzo realizado. Los transectos tuvieron una duración aproximada de tres horas.

De cada encuentro realizado se anotó la distancia a la que se efectuó el encuentro (medida perpendicularmente a la línea imaginaria de avance del buscador), el sexo del individuo encontrado y diferentes medidas biométricas de las tortugas halladas.

Cada itinerario quedó registrado en un archivo de GPS, a partir del cuál se calcularon las longitudes de cada uno de los itinerarios de censo. Se controló el tiempo de búsqueda y se realizaron estimaciones de los valores de cobertura vegetal.

Estimación de la abundancia relativa de tortuga mora

La abundancia relativa (*AR*, expresada en número de tortugas encontradas por buscador y hora de búsqueda) es un valor que resulta de gran utilidad para la interpretación de los patrones de abundancia de la tortuga mora a lo largo de su gradiente de distribución, ya que permite de una forma sencilla realizar comparaciones entre poblaciones.

Para este estudio, como medida de la abundancia relativa de tortuga en cada una de las poblaciones muestreadas, se utilizó el número de tortugas encontradas por unidad de esfuerzo, siendo la unidad de esfuerzo una hora de búsqueda por persona.

Estimación de la abundancia absoluta de tortuga mora

Para determinar la abundancia absoluta (AA, expresada en tortugas/ha) en las poblaciones muestreadas se analizaron las distancias de encuentro de las tortugas al transecto (BUCKLAND *et al.*, 2001;

BUCKLAND *et al.*, 2004). Para ello se utilizó el programa informático Distance (LAAKE *et al.*, 1993).

El muestreo por distancia de encuentro es un método que permite realizar estimas de densidad (D = número de individuos por unidad de área) de poblaciones biológicas. Los datos que se recogen en el campo, y que requiere esta metodología para realizar las estimas, son las distancias (yi) existentes entre el observador y el animal objeto de interés en el momento en que se produce un encuentro casual. Esta técnica se basa en la confección de una función de detección g(x), que no es otra cosa que la probabilidad de localizar (en nuestro caso, ver) a un individuo en función de la distancia a la que éste se encuentra de la línea de avance del buscador.

Otro parámetro necesario es la fracción de individuos activos (y, por lo tanto, observables en el momento en el que se realizan los itinerarios de censo). Este valor resulta muy importante, puesto que la tortuga mora presenta dos picos de actividad a lo largo del año, el mayor de ellos durante la primavera, mientras que el resto del año permanece enterrada u oculta en agujeros y cavidades del terreno; además, no todas las tortugas se encuentran activas todos los días, incluso durante la primavera. Para estimar este porcentaje de individuos activos se utilizó información del radioseguimiento de 39 tortugas durante la primavera de 2006 en diversas localidades del sureste ibérico.

Se realizó un modelo diferente para cada grupo de localidades muestreadas, clasificadas en función de las características de su cobertura vegetal, ya que ésta influye notablemente en la detectabilidad de la especie.

La elección de los modelos se realizó en función del criterio de Akaike.

Para realizar una clasificación de las poblaciones en función de su clase de densidad, se utilizó la información de la que dispone el presente equipo de investigación sobre los patrones de abundancia regional de tortuga mora en su área de distribución en el sureste ibérico.

Relación entre los índices de abundancia relativa y abundancia absoluta

La relación existente entre los índices de abundancia relativa (AR) y de abundancia absoluta (AA) se estableció mediante correlación no paramétrica (coeficiente de correlación de Spearman).

RESULTADOS

Itinerarios de censo y recogida de datos

A lo largo de la temporada de 2006 se realizaron un total de 361 itinerarios de censo (transectos), repartidos en las 38 localidades muestreadas. Esto supuso un esfuerzo global de cerca de 356 horas de búsqueda, y un total de 1110 kilómetros andados.

Se encontraron un total de 397 tortugas, de las cuáles 114 fueron hembras, 139 machos y 135 individuos inmaduros.

En tres de las localidades muestreadas no se encontró ningún individuo de tortuga mora recogido dentro de la metodología de censo.

Estimación de la abundancia relativa de tortuga mora

Los índices de abundancia relativa obtenidos mediante la fórmula expuesta en el apartado de metodología mostraron un amplio rango de variación, que osciló entre 0,004 y 1,402 tortugas / buscador * hora. Para las localidades en las que no se produjeron encuentros sistemáticos de tortuga el índice de abundancia relativa es igual a 0; esto no quiere decir que no existan tortugas en la zona sino que, con el esfuerzo de censo empleado, no se han podido detectar. En la tabla I se muestran los resultados obtenidos.

Estimación de la abundancia absoluta de tortuga mora

Según las características de la cobertura vegetal, las localidades muestreadas se dividieron en 3 clases. Para todas ellas la curva de detectabilidad que mejor representó los tres grupos de datos fue, en todos los casos, una curva Exponencial Negativa, cuando las distancias de encuentro se agrupaban en intervalos de un metro. En la figura 2 se muestran dichas curvas.

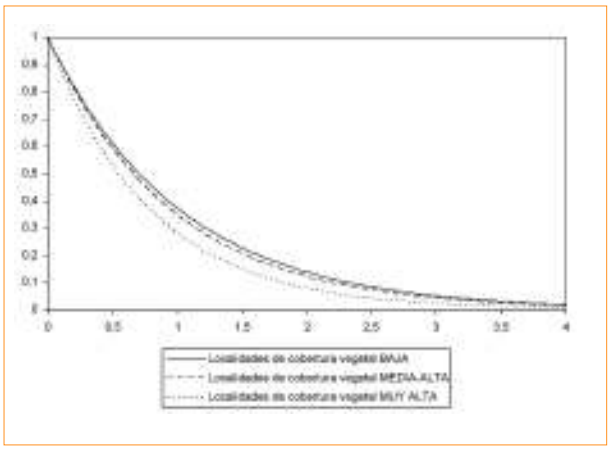


Figura 2. Curvas de detectabilidad de los modelos generados.
Figure 2. Detection probability function for the 3 types of local populations.

Localidad	Tortugas sistemáticas	I.A.R. (Tort/busc*hora)	I.A.A. (Tort/ha)	Intervalo de confianza		Clase de abundancia
Abejuela	1	0,040	**0,470**	0,071	3,116	*MEDIA-media*
Aguilón Á	2	0,404	**5,946**	1,972	17,928	*ALTA-baja*
Alboluncas	19	0,831	**12,909**	7,536	22,113	*ALTA-media*
Aljife	17	0,639	**8,651**	4,589	16,310	*ALTA-media*
Bas Norte	8	0,331	**3,501**	1,223	10,022	*ALTA-baja*
Bas Sur	13	0,503	**3,784**	2,044	7,005	*ALTA-baja*
Cabezo Jara	4	0,150	**1,306**	0,530	3,220	*MEDIA-alta*
Calera	0	0	**-**	-	-	*< MEDIA-baja**
Cañadas Viejas	0	0	**-**	-	-	*< MEDIA-baja**
Cañadas Sotomayor	7	0,303	**2,039**	0,808	5,146	*MEDIA-alta*
Centinares Alto	2	0,071	**1,240**	0,304	5,049	*MEDIA-alta*
Centinares Bajo	23	0,931	**8,927**	4,729	16,850	*ALTA-media*
Chinas	33	1,402	**16,239**	10,187	25,888	*ALTA-alta*
Chinas 2	6	0,244	**2,809**	1,001	7,880	*ALTA-baja*
Chuecos 1	2	0,114	**1,568**	0,356	6,909	*MEDIA-alta*
Chuecos 2	2	0,128	**0,707**	0,084	5,941	*MEDIA-media*
Cintas	1	0,041	**0,760**	0,128	4,507	*MEDIA-media*
Comara	0	0	**-**	-	-	*< MEDIA-baja**
Culebras	14	0,594	**7,489**	3,461	16,206	*ALTA-media*
Huertaseca	6	0,265	**4,344**	1,438	13,121	*ALTA-baja*
Judío	5	0,195	**2,355**	0,693	8,001	*MEDIA-alta*
Luchena	14	0,477	**4,101**	2,160	7,786	*ALTA-baja*
Marinica	2	0,076	**1,860**	0,425	8,144	*MEDIA-alta*
Melenchones	1	0,044	**0,540**	0,080	3,684	*MEDIA-media*
Merced	2	0,080	**0,361**	0,038	3,468	*MEDIA-media*
Palas	6	0,251	**1,002**	0,253	3,964	*MEDIA-alta*
Pané	15	0,552	**6,351**	3,007	13,412	*ALTA-baja*
Pelaos	24	1,229	**11,116**	7,106	17,390	*ALTA-media*
Pinos Norte	3	0,130	**2,014**	0,307	13,206	*MEDIA-alta*
Quiñoneros	1	0,045	**0,615**	0,104	3,636	*MEDIA-media*
Selvarejo	2	0,093	**0,971**	0,241	3,910	*MEDIA-media*
Sierrecica	17	0,730	**8,073**	5,647	11,540	*ALTA-media*
Sotomayor	21	0,930	**10,651**	6,864	16,528	*ALTA-media*
Tejera	9	0,346	**2,903**	1,564	5,387	*ALTA-baja*
Tova	16	0,616	**5,320**	2,413	11,727	*ALTA-baja*
Villaltas	30	1,092	**13,732**	7,715	24,442	*ALTA-media*
Villarreal	4	0,132	**2,040**	0,808	5,146	*MEDIA-alta*
Xiquena	15	0,667	**9,548**	5,791	15,743	*ALTA-media*

Tabla I. Resultado de las estimas de los índices de abundancia y clasificación de las localidades en función de su abundancia absoluta.
Table I. Results for the relative and absolute abundance estimates.

Para la inclusión en el modelo de la detectabilidad de la tortuga a lo largo de la época de censo se observó que el 64% de las localizaciones correspondió con individuos inactivos, mientras que el 36% restante se encontraban activos.

En la tabla I se muestran los valores de densidad estimados con sus correspondientes intervalos de confianza. El menor valor obtenido fue de 0,361 tortugas/ha, mientras que el más alto fue de 16,239 tortugas/ha. La mayor parte de las poblaciones presentaron densidades entre 1 y 10 tortugas/ha. Sólo cinco poblaciones presentaron una densidad mayor de 10 tortugas/ha. A lado de cada una de ellas se determina la clase de abundancia a la que pertenece cada loca-

lidad muestreada, según el modelo de abundancia regional elaborado por este mismo equipo (datos propios). Para las tres localidades en las que no se produjo encuentros sistemáticos de tortuga no existe estimación de la abundancia absoluta. Como ya se ha mencionado anteriormente, esto no quiere decir que no haya presencia de la especie en la zona, sino que el esfuerzo de muestreo empleado no fue suficiente para detectarla.

Una vez traducidos los valores de abundancia absoluta estimados a clases de densidad de tortuga se obtiene que la mayor parte de las localidades se encuentran en zonas de *MEDIA* y *ALTA* densidad de tortuga, tal y como se puede observar en la figura 3. A las tres localidades muestreadas en las que no hubo encuentros sistemáticos de tortuga no se les pudo asignar una clase de abundancia definitiva, y se consideró que ésta era menor de *MEDIA*-baja.

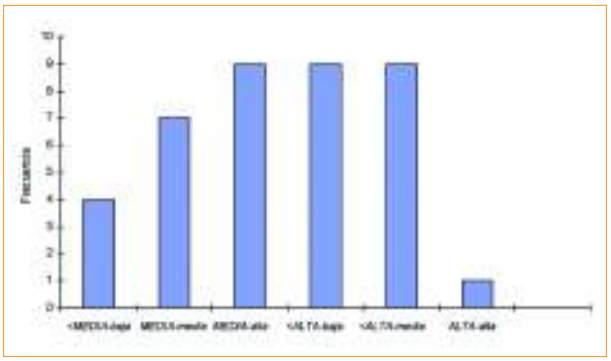


Figura 3. Frecuencia de las clases de abundancia.
Figure 3. Frequency of the categories of absolute abundance.

Relación entre los índices de abundancia relativa y abundancia absoluta

La relación existente entre los índices de abundancia relativa (AR) y de abundancia absoluta (AA) muestra un alto coeficiente de correlación (r_s= 0,953; N= 35; p= $1 \cdot 10^{-6}$). En la figura 4 se muestra gráficamente la relación existente entre ambas variables.

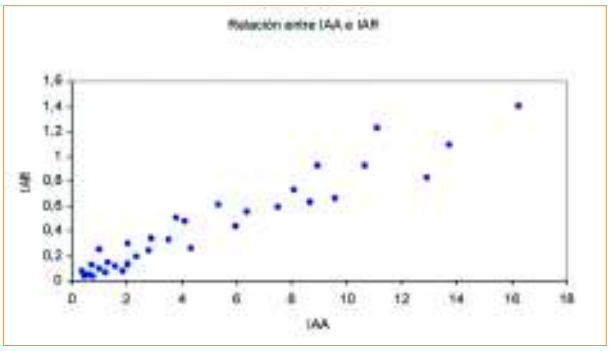


Figura 4. Correlación entre la abundancia relativa y la abundancia absoluta de tortuga mora.
Figure 4. Correlation between the relative abundance indexes and the absolute abundance estimates.

DISCUSIÓN

Tanto los índices de abundancia relativa como los índices de abundancia absoluta obtenidos muestran un amplio rango de densidad a lo largo del área de distribución de la especie. Los resultados son de gran valor, puesto que son muy escasos los estudios que analizan las variaciones intraespecíficas en la abundancia de tortugas terrestres en un número elevado de poblaciones a lo largo del área de distribución de la especie.

El rango de abundancia encontrado se sitúa en los valores esperables para la especie. Así, de *T. graeca* se han estimado densidades de 4 individuos/ha en el Parque Nacional de Doñana (Andreu, 1987), mientras que en Marruecos se han estimado densidades de 4 y 5,9 individuos/ha (Slimani *et al.*, 2002; Ben Kaddour *et al.*, 2006). De *Testudo hermannni* el rango de densidad encontrado es muy amplio (desde 4,88 a 80,92 individuos/ha; (Meek, 1989; Corti & Zuffi, 2003). Otras especies de tortugas de tierra, como *Gopherus agassizii*, muestran densidades de 0,61 individuos/ha (Swann *et al.*, 2002). *Geochelone radiata*, en Madagascar, existe en densidades desde 0,27 individuos/ha hasta 57,44 individuos/ha (Leuteritz *et al.*, 2005).

Es necesario tener presente que los valores de densidad obtenidos pueden variar en función de diferentes factores, tanto entre años diferentes como dentro de una misma campaña de censo, por lo que los resultados obtenidos fruto de un único año de muestreo se han de tomar como una primera exploración. Por una parte, las condiciones meteorológicas diarias pueden condicionar en gran medida la detectabilidad (Freilich *et al.*, 2000). Por otra, la detectabilidad puede variar notablemente según las características meteorológicas (principalmente relacionadas con la pluviometría y la temperatura) del año en el que se realicen los censos (Freilich *et al.*, 2000). Estas diferencias pueden generar variaciones interanuales en los valores de densidad calculados. En el presente estudio se intentó minimizar estos sesgos realizando los censos siempre por la mañana, únicamente si la temperatura ambiente superaba los 18º centígrados, y en ausencia de lluvia. Sin embargo, al tratarse de un estudio centrado en un único año, no se puede detectar si existe algún tipo de sesgo producido por la climatología en el año en el que se realizaron los censos.

Además, en trabajos anteriores se ha observado que el patrón de abundancia de las tortugas en las poblaciones estudiadas en el sureste sigue una distribución contagiosa, concen-

trándose en "manchas" de mayor densidad relacionadas con la orientación o la estructura de la vegetación (ANADÓN *et al.*, 2005). Este hecho dificulta todavía más el cálculo de la densidad poblacional para una determinada área concreta, ya que la densidad estimada puede variar en función del área estudiada, incluso de la mancha de paisaje dentro de una misma área por la que transcurren los censos (CORTI & ZUFFI, 2003).

Desde un punto de vista aplicado, el alto nivel de relación encontrada en este trabajo entre ambos índices de abundancia (relativa y absoluta) permitirá realizar predicciones aproximadas de abundancia absoluta (*tortugas/ha*) en una población local de tortuga mora a partir de datos de abundancia relativa (*nº de tortugas encontradas por buscador y hora de búsqueda*), siempre que se cumplan ciertos requisitos metodológicos y se realice un esfuerzo de búsqueda considerado mínimo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no habría podido realizarse sin la ayuda de todas las personas que colaboraron en los censos de tortuga mora a lo largo de la primavera del año 2006: miembros del equipo de trabajo del Área de Ecología de la Universidad Miguel Hernández, Universidad de Murcia, voluntarios y amigos. Especialmente, queremos mostrar nuestro agradecimiento a Sara Bordonado, Juana Bonilla, Lucía Brugada, Carolina Lazcano, Cristina Avellán, Rita Lloret, Marta Montesinos, Ainhoa Planelles, Miguel Ángel Richarte, Ignacio Mora y Raúl Sempere, que trabajaron durante más de tres meses en los itinerarios de censo que se han utilizado para este estudio.

BIBLIOGRAFÍA

ANADÓN, J.D., GIMÉNEZ, A., MARTÍNEZ, M., PÉREZ, I. & ESTEVE, M.A. 2005. The role of relief in local abundance patterns of the spur-thighed tortoise in south-east Spain. *Herpetological Journal*, 15: 285-290.

ANDREU, A.C. 1987. *Ecología y dinámica poblacional de la tortuga mora,* Testudo graeca graeca *L., en Doñana, Huelva*. Tesis doctoral. Estación Biológica de Doñana. CSIC.

BEN KADDOUR, K., SLIMANI, T., EL MOUDEN, E.H., LAGARDE, F. & BONNET, X. 2006. Population strcuture, population density and individual catchability of *Testudo graeca* in the central Jbilets (Morocco). *Vie et milieu* 56 (1): 49-54.

BUCKLAND, S.T., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P., LAAKE J.L., BORCHERS D.L. & L. THOMAS. 2001. *Introduction to Distance Sampling*. Oxford University Press, London.

BUCKLAND, S.T., D.R. ANDERSON, K.P. BURNHAM, J.L. LAAKE, D.L. BORCHERS & L. THOMAS. 2004. *Advanced Distance Sampling*. Oxford University Press*, London*.

CORTI, C. & ZUFFI, M.A.L. 2003. Aspects of population ecology of *Testudo hermanni hermanni* from Asinara Island, NW Sardinia (Italy, Western Mediterranean Sea): preliminary data. *Amphilia-Reptilia*, 24: 441-447.

FREILICH, J.E.; BURNHAM, K.P.; COLLINS, C.M & GARRY, A. 2000. Factors affecting populayions assessments of desert tortoises. *Conservation Biology*, 14 (4): 1479-1489.

GIMÉNEZ, A., ESTEVE, M.A. ANADÓN, J.D., MARTÍNEZ, J., MARTÍNEZ, M. & PÉREZ, I. 2001. *Estudios básicos para una estrategia de conservación de la tortuga mora en la Región de Murcia*. Informe Técnico. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia.

LAAKE *et al*. 1998. Program Distance. Distance Development Team.

LEUTERITZ, T.E.J.; LAMB, T. & LIMBERANZA, J.C. 2005. Distribution, status and conservation of radiated tortoises *(Geochelone radiate)* in Madagascar. *Biological Conservation*, 124: 451-461.

McCALLUM, H. 2000. *Population parameters*: *Estimation for Ecological Models*. Ed. Blackwell Science.

MEEK, R. 1989. The comparative population ecology of hermanns tortoise, *Testudo hermanni* in Croatia and Montenegro, Yugoslavia. *Herpetological Journal*, 9 (1): 404-414.

PÉREZ I., GIMÉNEZ A., ANADÓN J.D., MARTÍNEZ M. & ESTEVE M.A. 2002. Patrones de actividad estacional y diaria de la tortuga mora (*Testudo graeca* L. 1758 ssp. *graeca*) en el sureste de la Península Ibérica. *Anales de Biología*, 255.

SLIMANI T., EL MOUDEN H. & BEN KADDOUR K. 2002. Structure et dynamique de population de *Testudo graeca graeca* L. 1758 dans les Jbilets Centrales, Maroc. *Chelonii*, 3: 200-207.

SWANN, D.E., AVERILL-MURRAY, R.C. & SCHWALBE, C.R. 2002. Distance sampling for sonoran desert tortoise. *Journal of Wildlife Management*. 66 (4): 969-975.

Seguimiento a largo plazo de las poblaciones de anfibios en cinco espacios naturales protegidos de Cataluña

Roser Campeny & Daniel Villero

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	224-237	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Seguimiento a largo plazo de las poblaciones de anfibios en cinco espacios naturales protegidos de Cataluña

Long-term surveying of amphibian populations in 5 protected natural areas in Catalunya

Roser Campeny[1]* & Daniel Villero[2]
[1]MINUARTIA Estudis Ambientals. Ptge. Domènech, 3. 08470 Sant Celoni.
[2]Departament de Biologia Animal. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Avda. Diagonal, 645. 08028 Barcelona
*rcampeny@minuartia.com

RESUMEN

En los últimos años se ha puesto de manifiesto un proceso globalizado de regresión de las poblaciones de anfibios, por lo que el estudio de las tendencias poblacionales reviste especial interés. El seguimiento a largo plazo de las poblaciones de anfibios se inició en 1998 en el Parque natural de la Zona Volcánica de la Garrotxa, en 2002 en el Parque natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac, y en 2004 en los parques del Garraf, del Montnegre i el Corredor, y del Montseny. Con periodicidad bienal se muestrean mensualmente 4 localidades representativas en cada espacio natural. El muestreo se efectúa sobre adultos, larvas y puestas. Se analizan parámetros físico-químicos, se efectúan estimas de depredadores potenciales y se registran otras características biológicas del medio. Se obtienen datos de 11 especies de anfibios en total. Los datos obtenidos sobre abundancia relativa de cada especie permiten estudiar la evolución de las poblaciones a lo largo del tiempo y del espacio, así como establecer su fenología. Se muestran los resultados de los indicadores utilizados en diversas especies y para los distintos parques estudiados. En ningún espacio se han constatado hasta ahora procesos importantes de empobrecimiento de las comunidades de anfibios, exceptuando casos puntuales debidos a la introducción de especies invasoras (se describe el caso de *Carassius auratus*).

PALABRAS CLAVE: Seguimiento de poblaciones, anfibios, gestión de la biodiversidad, *Lissotriton helveticus, Alytes obstetricans, Hyla meridionalis, Carassius auratus.*

ABSTRACT

In recent years, scientific contributions have demonstrated a global process of regression in amphibian populations, so increasing the interest in the study of the population tendencies. In 1998, monitoring of amphibian populations in the Zona Volcanica de la Garrotxa Natural Park was put into action, it began in 2002 in the Sant Llorenç del Munt i l'Obac Natural Park, and in 2004 it was also extended to the Parks of Garraf, Montnegre i el Corredor, and Montseny. Every two years, and each month, 4 representative localities are surveyed in each Park. Sampling is made on adults, larvae and egg clutches. Water samplings are taken in order to determine physicochemical parameters; estimates of potential predators are made and other biological characteristics of habitat are registered. The surveying includes 11 species of amphibians. Data obtained on relative abundance of each species permit us to analyze the variation of these populations throughout time and space and their phenology. Results of indicators used in several species and in the five studied areas are shown. Important tendencies of impoverishment of amphibian community are not observed, except a few cases related to invasive species (a *Carassius auratus* experience is described).

KEY WORDS: Population monitoring, amphibian, biodiversity management, *Lissotriton helveticus, Alytes obstetricans, Hyla meridionalis, Carassius auratus.*

LABURPENA

Azken urteetan, anfibioen populazioek mundu osoan atzerakada handia izan dutela jarri da agerian. Hori dela eta, populazio-joerak ikertzeak interes berezia hartu du. Anfibio-populazioei egindako epe luzerako jarraipena 1998an abiatu zen "Garrotxa" Sumendi Eremuko Natur Parkean; 2002an Sant Llorenç del Munt i l'Obac-en; eta 2004an Garraf, Montenegre i el Corredor eta Montseny inguruetako parkeetan. Bi urtean behin, 4 inguru adierazgarritako laginak biltzen dira natur gune bakoitzean. Helduak, larbak edo beldarrak eta arrautzak dira laginketan biltzen direnak. Parametro fisiko-kimikoak aztertu, balizko harraparien kalkulua egin eta ingurunearen beste zenbait ezaugarri biologiko erregistratzen dira. Guztira 11 anfibio espezieren datuak biltzen dira. Populazioek denboran eta espazioan zehar erdietsi duten eboluzioa ikertzeko aukera ematen dute espezie bakoitzaren oparotasun erlatiboari buruz lortutako datuek, baita dagokien fenologia zehazteko aukera ere. Anfibio-komunitateetan pobretze-prozesu garrantzitsurik ez da egiaztatu orain arte inongo espazioan, kasu bakan batzuetan izan ezik –espezie inbaditzaileen agerpenagatik (*Carassius auratus*-en kasua deskribatzen da).

GAKO-HITZAK: Populazioen jarraipena, anfibioak, biodibertsitatearen kudeaketa, *Lissotriton helveticus, Alytes obstetricans, Hyla meridionalis, Carassius auratus.*

INTRODUCCIÓN

Desde hace más de 15 años la comunidad científica conoce que los anfibios están experimentando un proceso de regresión a escala mundial sin que sea posible identificar una causa clara y única para este fenómeno (Pechmann *et al.*, 1991; Márquez & Lizana, 1993; Blaustein & Wake, 1995; Houlahan *et al.*, 2000; Brown, 2001; Kiesecker *et al.*, 2001). Las principales causas identificadas hasta este momento son la pérdida de hábitats, la contaminación, la exposición a la radiación UV, la interferencia con especies no autóctonas y las enfermedades. Las especies ibéricas de anfibios no están a salvo de estas amenazas, y en los últimos años diferentes autores han constatado en poblaciones de anfibios de la Península Ibérica los efectos de la fragmentación o destrucción de los hábitats (Barbadillo & García-París, 1991; Clivillé *et al.*, 1997; Pleguezuelos, 1997; Beebee & Corbett, 1998;

LANGTON & BURTON, 1998; BARBADILLO *et al.*, 1999; MONTORI *et al.*, 2001), el aumento de la radiación UV (LIZANA & PEDRAZA, 1997; MARCO *et al.*, 2002), la introducción de especies exóticas (RIVERA & ARRIBAS, 1993; BRAÑA *et al.*, 1996; DOADRIO, 2001; MONTORI *et al.*, 2001; MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.*, 2001; MÁRQUEZ & LIZANA, 2002; RIVERA & SÁEZ, 2003); diferentes enfermedades (MÁRQUEZ *et al.*, 1995; BOSCH *et al.*, 2001; MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, 2001; MÁRQUEZ & LIZANA, 2002) o la contaminación (LANGTON & BURTON, 1998; BEEBEE & CORBETT, 1998; MARCO & QUILCHANO, 2000; MARCO, 2002; ORTIZ *et al.*, 2002).

Un hecho que acentúa la vulnerabilidad de las poblaciones de anfibios es que desarrollan su ciclo vital en hábitats acuáticos y hábitats terrestres. Ello supone que la alteración, destrucción y/o aislamiento ecológico de cualquiera de ambos tipos de hábitats puede conducir al declive y posterior desaparición de las poblaciones de anfibios que dependen de ellos. Este hecho ilustra, además, el valor que tienen los anfibios como bioindicadores, ya que la evaluación del estado de sus poblaciones proporciona información indirecta sobre el estado de conservación de los hábitats terrestres y acuáticos que habitan.

Por otra parte, es conocido que las poblaciones de anfibios experimentan oscilaciones interanuales muy marcadas en sus efectivos poblacionales, lo que obliga a efectuar seguimientos a largo plazo si se quiere obtener información fiable sobre las tendencias de dichas poblaciones.

Por otra parte, en las últimas décadas del siglo XX se ha producido un notable avance en el conocimiento de la distribución y hábitats ocupados por los anfibios en diferentes espacios naturales protegidos en Cataluña (Garraf: DEL AMO *et al.*, 2002; MONTORI *et al.*; 1992 y 1995; RICHTER-BOIX *et al.*, 2001; Montnegre i el Corredor: BALLESTEROS & DEGOLLADA, s.d.; CAMPENY, 1987, 1993, 1997 y 2001b; Montseny: ORDEIX & CAMPRODON, 1996; ORDEIX *et al.*, 1996 y 1998; CAMPENY, 2001a; ROIG & AMAT, 2001; Sant Llorenç del Munt i l'Obac: BROS *et al.*, 1981; LLORENTE *et al.*, 2001; MONTORI *et al.*, 1996; VILLERO, 2001; Zona Volcànica de la Garrotxa: MINUARTIA, 1992, 1993 y 1996). Ello permite plantear nuevas metas, como el estudio de la fenología de las especies y las tendencias de sus poblaciones. Estas consideraciones condujeron a iniciar un seguimiento a largo plazo de las poblaciones de anfibios en Cataluña, que se ha ido extendiendo a diversos espacios naturales protegidos, con los siguientes objetivos:

• Definir y calcular indicadores del estado de las poblaciones para todas las especies que pongan de manifiesto posibles cambios y tendencias a largo plazo.

• Recopilar datos del estado del medio que contribuyan a interpretar los cambios poblacionales.

• Obtener una descripción detallada de la fenología de las especies.

En el presente artículo se describe la metodología de seguimiento y se aporta una parte de los resultados obtenidos hasta este momento.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para la realización de los seguimientos se adoptó la metodología propuesta por LLORENTE *et al.*, (1995b) en el marco del *Programa de seguiment de basses importants per als amfibis a Catalunya*. Después de la experiencia del primer año dicho método se completó con modificaciones que mejoraban algunos aspectos de cuantificación en campo (MINUARTIA, 2000a). Las características básicas del método utilizado son:

• Registro de datos relacionados con las poblaciones de anfibios y de datos bióticos y abióticos del medio.

• Prospección mensual de los puntos de agua seleccionados.

• Muestreo a lo largo de un ciclo anual completo.

En el seguimiento que aquí se expone, y por motivos de disponibilidad de recursos, se optó por establecer una periodicidad bienal en las campañas.

Muestreo de anfibios

El muestreo de anfibios se efectuó mediante captura de ejemplares con un salabre desde la orilla de la charca. Si la charca era lo suficientemente grande como para ofrecer diferentes microhábitats se procuraba siempre muestrearlos todos. Si las dimensiones de la charca lo permitían se pasaba el salabre un mínimo de 5 veces y, en cualquier caso, se anotaba en las fichas el número de veces, lo que permite efectuar posteriormente estimas de abundancias relativas de las especies capturadas.

Se efectuaron estimas cuantitativas de adultos y jóvenes o metamórficos observados y capturados, así como de larvas capturadas con el salabre. Se determinó la longitud total de los adultos capturados.

En el caso de recolecciones muy cuantiosas de larvas se efectuaba una estima del número de larvas por volumetría a partir del volumen desplazado por una parte alícuota de la que se determinaba el número de individuos. En el recuento o estima de larvas, éstas se separaban en cuatro grupos de longitud total: 0-2 cm, 2-4 cm, 4-8 cm, >8cm. En el caso de las puestas si era posible una

individualización de las mismas se cuantificaban, y si no era posible se efectuaba una estima semicuantitativa (A: entre 1 y 25 puestas, en cuyo caso se intentaba contarlas todas y se anotaba el número exacto; B: entre 25 y 50 puestas; C: más de 50 puestas).

Se anotaba también el número de adultos cantando si ello era posible, o al menos de forma aproximada; en caso contrario se anotaba únicamente la presencia de un coro.

Parámetros físico-químicos

En cada localidad o estación de muestreo se recogieron muestras de agua para la posterior determinación en laboratorio de: nitratos, amonio, fósforo, pH, dureza total y materia en suspensión. Se determinaron *in situ* la profundidad, temperatura del agua, pH, conductividad y oxígeno disuelto. Las dimensiones de cada charca se anotaron únicamente al principio de las campañas; se descartó incorporar de forma sistemática este parámetro en cada muestreo por la elevada imprecisión de su determinación, frente a otras medidas más precisas y posiblemente más significativas para los anfibios, como la profundidad, que se determinaba siempre en el mismo punto de la charca y en una de las partes accesibles más profundas de la misma (cabe destacar además que este dato se utilizó para conocer la evolución temporal de la charca y no para fines comparativos entre charcas).

Parámetros bióticos

Se registraron las observaciones de fauna acompañante que aparecía en los muestreos con el salabre, especialmente las relativas a potenciales depredadores de los anfibios. Igualmente se anotó la vegetación acuática en la estación de muestreo y la vegetación terrestre del entorno inmediato a la misma (comunidades / especies principales y cobertura).

Tratamiento de los datos

Se han establecido indicadores que se calculan para cada estación de muestreo y en cada año de seguimiento, con lo que es posible realizar comparaciones interanuales y entre estaciones de muestreo.

A partir de los indicadores y del resto de datos recopilados se obtiene la fenología de cada especie para un año determinado, la evolución anual de la comunidad de larvas en una estación de muestreo dada y la evolución intra e interanual de las abundancias relativas de larvas y adultos en una estación de muestreo, entre otros aspectos. Algunos indicadores no se pueden calcular para las especies menos abundantes o con detectabilidad menor.

No se ha efectuado todavía ningún tratamiento de los datos sobre cuantificación de las puestas. Asimismo, los datos sobre parámetros físico-químicos se han tratado únicamente de forma descriptiva y no se incorporan al presente artículo.

Zonas de estudio

La ejecución del programa se inició en 1998 en el Parque Natural de la Zona Volcánica de la Garrotxa (Minuartia, 1998, 2000a, 2002b, 2004b). En 2002 se amplió al Parque Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (Villero, 2002 y 2003), y en 2004 se empezó en el Parque Natural del Montseny y en los Parques del Garraf y del Montnegre i el Corredor (Minuartia, 2004a) (figura 1). En cada uno de los Parques se han definido 4 localidades o estaciones de muestreo.

Puntos de agua seleccionados

Se identificaron las masas de agua más interesantes en cada uno de los Parques, a partir de documentación preexistente que se había obtenido mediante trabajo de campo propio o de otros autores y de información disponible en diferentes bases de datos y publicaciones. La selección de los puntos a incorporar al seguimiento se realizó a partir de los siguientes criterios:

Indicador	Descripción	Especies
Abundancia máxima de larvas	Abundancia máxima anual de larvas	Anuros y salamandra
Abundancia máxima de adultos	Abundancia máxima anual de adultos	Tritones
Sex Ratio	Sex Ratio (hembras/macho)	Tritones
Porcentaje de hembras con huevos oviductales	Porcentaje máximo de hembras con huevos oviductales	Tritones
Longitud cuerpo adultos	Longitud del cuerpo en machos y hembras (cabeza-cloaca)	Tritones
Longitud cuerpo hembras con huevos oviductales	Longitud del cuerpo en hembras con huevos oviductales (cabeza-cloaca)	Tritones

Tabla I. Indicadores empleados para el seguimiento de las poblaciones de anfibios.
Table I. Indicators used for monitoring amphibian populations.

Figura 1. Espacios naturales protegidos donde se está desarrollando el seguimiento y ubicación de las localidades muestreadas (puntos azules).

Figure 1. Natural protected areas where the monitoring is performed and location of sampling stations (blue dots).

• Para un Parque determinado los puntos debían incluir la máxima diversidad de especies de anfibios.

• En conjunto, y para un Parque dado, los puntos debían incluir la máxima diversidad de ambientes, hábitats y/o tipologías de puntos de agua.

• Los puntos debían presentar una buena distribución en el conjunto del Parque.

• Todos los puntos debían ofrecer fácil acceso y buenas condiciones para el desarrollo correcto del protocolo de muestreo.

En conjunto, los puntos de muestreo de los cinco Parques (tabla II) incluyen todas las especies presentes en Cataluña, excepto *Pleurodeles waltl* y *Calotriton asper*, que no se encuentran por no coincidir los espacios estudiados con su área de distribución, y *Calotriton arnoldi*, presente en el Montseny y que es objeto de un seguimiento específico (AMAT & ROIG, 2000 y 2001). En la Zona Volcánica de la Garrotxa todas las especies presentes en el Parque son objeto de seguimiento, excepto *Bufo calamita* y *Discoglossus pictus*; se ha constatado la presencia de ambas en los puntos de muestreo, aunque sólo existe evidencia de la reproducción del primero en 1999 y no se ha constatado la reproducción del segundo (aunque la rápida expansión de éste seguramente permitirá localizar poblaciones reproductoras en un corto plazo). En Sant Llorenç del Munt, únicamente *Pelodytes punctatus*, muy escaso, no aparece en ninguno de los puntos escogidos para realizar el seguimiento. Todas las especies presentes en el Garraf y en el Montnegre i el Corredor se reproducen en las localidades estudiadas.

Períodos de seguimiento

Se dispone de cuatro períodos de seguimiento en el Parque Natural de la Zona Volcánica de la Garrotxa (1998, 2000, 2002 y 2004), tres períodos en el Parque Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (2002, 2004 y 2006) y dos períodos en el Garraf, en el Montnegre i el Corredor, y en el Montseny (2004 y 2006). En el momento de redactar el presente escrito, para el año 2006 se dispone de datos únicamente hasta septiembre.

	Zona Volcànica de la Garrotxa	Sant Llorenç del Munt i l'Obac	Garraf	Montnegre i el Corredor	Montseny
Salamandra salamandra	3	4	2	4	4
Lissotriton helveticus	4	-	-	1	1
Triturus marmoratus	3	1	-	4	4
Alytes obstetricans	4	4	4	2	4
Pelobates cultripes	1	-	2	2	1
Pelodytes punctatus	2	-	4	2	2
Hyla meridionalis	4	3	4	3	2
Bufo bufo	3	4	4	4	4
Bufo calamita	-	1	4	3	2
Pelophylax perezi	3	4	2	3	4
Rana temporaria	-	-	-	-	3

Tabla II. Número de estaciones de muestreo en que aparece cada especie en los diversos espacios naturales protegidos donde se desarrolla el seguimiento. En cada espacio natural se han definido 4 estaciones.

Table II. Number of sampling places where each species is observed in every Natural Park where monitoring is ruled on. Four sampling places are located in each Park.

RESULTADOS

El gran volumen de resultados obtenidos sobre las tendencias poblacionales y la fenología de todas las especies en cada espacio natural que proporciona la metodología descrita superan el alcance de la presente publicación, de modo que, con el fin de ofrecer una visión detallada de los diversos indicadores obtenidos, en este apartado exponemos a modo de ejemplo los resultados de tres casos representativos. Dichos casos incluyen dos ejemplos de la aplicación de los indicadores de abundancia para analizar las tendencias poblacionales, mostrando en el primer caso los indicadores calculados para los tritones, y en el segundo los indicadores obtenidos para el resto de especies, utilizando aquí como caso de estudio la ranita meridional. Ambos ejemplos corresponden al Parque Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa, pues es el espacio con series de datos más largas. El tercer ejemplo está relacionado con los parámetros utilizados para la descripción de la fenología, que resulta de gran interés para los técnicos de los espacios naturales a la hora de planificar el uso y la gestión de las charcas. Para ello se presenta como caso de estudio el sapo partero en Sant Llorenç del Munt i l'Obac, y se compara su fenología a lo largo del año con la que presenta en el Garraf, el Montseny y el Montnegre i el Corredor.

Finalmente, se aportan los datos relativos a los efectos de la introducción de carpín (*Carassius auratus*) y de las actuaciones para su erradicación en una de las estaciones de muestreo en el Parque del Garraf.

Evolución de las poblaciones del tritón palmeado (*Lissotriton helveticus*) en el Parque Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa

El tritón palmeado es una especie común en el Parque Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa, y posee buenas poblaciones en las cuatro localidades estudiadas.

La abundancia máxima de larvas (figura 2) muestra una notable estabilidad de los valores en las localidades de Vivers y Jordà 2, un aumento relevante en Jordà 3 y un ligero proceso de empobrecimiento en Matabous (no se dispone de estimas de abundancia para 1998, ya que dicha estima se introdujo a raíz de diversas mejoras efectuadas después del primer año de seguimiento). La abundancia máxima de adultos (figura 3) muestra las mayores oscilaciones en las estaciones de Jordà 3 y Matabous, donde se han registrado tendencias positivas y negativas, respectivamente, en las cohortes de larvas.

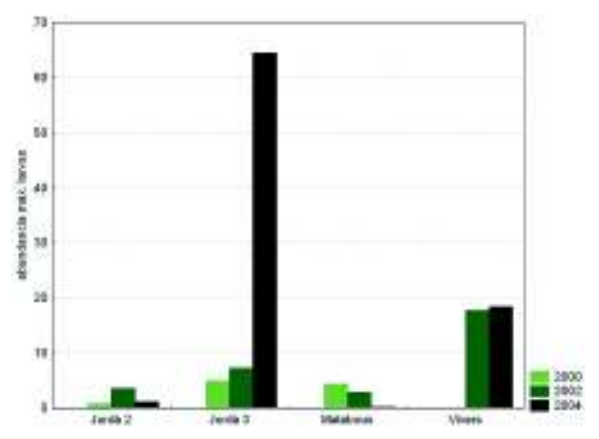


Figura 2. Evolución de la abundancia máxima de larvas de *Lissotriton helveticus* (larvas/salabrada) en las localidades estudiadas en el Parque Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa.

Figure 2. Evolution of maximal abundance of *Lissotriton helveticus* larvae (larvae/netting) in the sampling stations in Zona Volcànica de la Garrotxa Natural Park.

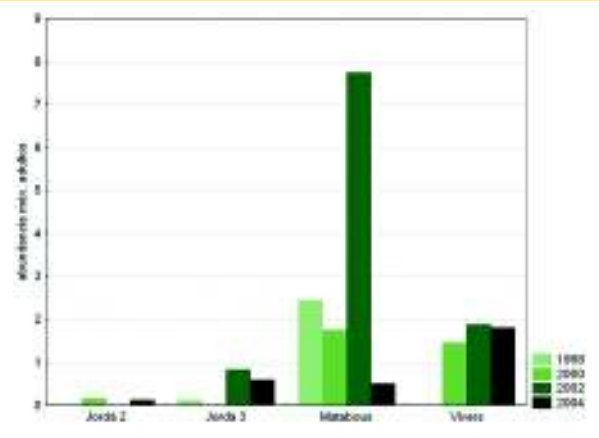


Figura 3. Evolución de la abundancia máxima de adultos de *Lissotriton helveticus* (individuos/salabrada) en las localidades estudiadas en el Parque Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa.

Figure 3. Evolution of maximal abundance of *Lissotriton helveticus* adults (individuals/netting) in the sampling stations in Zona Volcànica de la Garrotxa Natural Park.

El número de hembras recolectado en Matabous o en Vivers para un año determinado es muy bajo en algunos meses (tabla III). Sin embargo, los datos de los meses con mayor número de hembras capturadas y con mayor porcentaje de hembras con huevos oviductales indicarían cuándo se produce el pico de máxima actividad reproductora. Dicho momento, aun teniendo en cuenta las bajas frecuencias de capturas que se producen, tendría lugar entre marzo y abril, aunque con cierta variación entre años por lo que se refiere a mayor concentración en un mes u otro. Únicamente en 2004 en Vivers este momento parece que se adelanta a febrero y marzo; los datos de este año en Matabous son prácticamente nulos y se muestran claramente influenciados por la notable caída de la abundancia de adultos observada en el último periodo estudiado (tabla III).

		1998			2000			2002			2004		
		N	*%O*	*SXR*	*N*	*%O*	*SXR*	*N*	*%O*	*SXR*	*N*	*%O*	*SXR*
Vivers	Feb-	-	-	1	100,0	0,5	4	50,0	0,6	7	85,7	7,0	
	Mar	-	-	-	3	66,7	0,4	5	80,0	0,5	6	16,7	6,0
	Abr	-	-	-	10	50,0	1,0	9	77,8	3,0	7	0,0	3,5
	May	-	-	-	1	100,0	0,5	1	0,0	1,0	1	0,0	-
Matabous	Mar	-	-	-	3	33,3	1,5	6	100,0	0,2	-	-	-
	Abr	21	95,2	1,1	12	41,7	0,6	6	83,3	0,5	1	0,0	1,0
	May	4	25,0	1,0	0	-	0	1	0,0	0,5	2	50,0	2,0
	Jun	4	25,0	1,0	2	0,0	0,4	1	0,0	0,5	1	0,0	-

		1998	2000	2002	2004
Vivers	Hembras	-	5	6	14
	Hembras con huevos oviductales	-	5	13	7
	Machos	-	19	20	4
Matabous	Hembras	7	11	3	3
	Hembras con huevos oviductales	22	6	11	1
	Machos	26	27	40	2

Tabla III. Evolución del porcentaje de hembras con huevos oviductales y de la sex ratio (número hembras/machos) en las poblaciones de *Lissotriton helveticus* en las localidades estudiadas del Parque Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa y número de individuos en cada año: número de hembras (N); porcentaje de hembras con huevos (%O); sex ratio (SXR).

Table III. Evolution of females with ova in oviducts and sex-ratio in populations of *Lissotriton helveticus* in Zona Volcànica de la Garrotxa Natural Park and numbers of individuals in each year; number of females (N); percent of females with ova (%O); sex ratio (SXR).

En ambas localidades la muestra es escasa para el cálculo de la sex ratio, y a partir de los datos obtenidos no se confirman ni proporciones similares entre años ni una evolución con tendencias claras a lo largo del tiempo (tabla III).

La longitud corporal de los adultos (machos, hembras y hembras con huevos oviductales) en Vivers y Matabous no ofrece diferencias importantes a lo largo del tiempo, existiendo una estabilidad notable en los tamaños de los grupos estudiados (figura 4). Las oscilaciones más importantes se han registrado en Matabous, sin que existan diferencias significativas en ningún caso (ANOVA F=2,67; gl=94; P=0,0523).

La característica más notable de estas poblaciones en relación con la longitud corporal es la similitud entre machos y hembras de una misma población que se observa a partir de 2002 (los datos de 2004 en Matabous son poco representativos a causa del reducido tamaño de muestra).

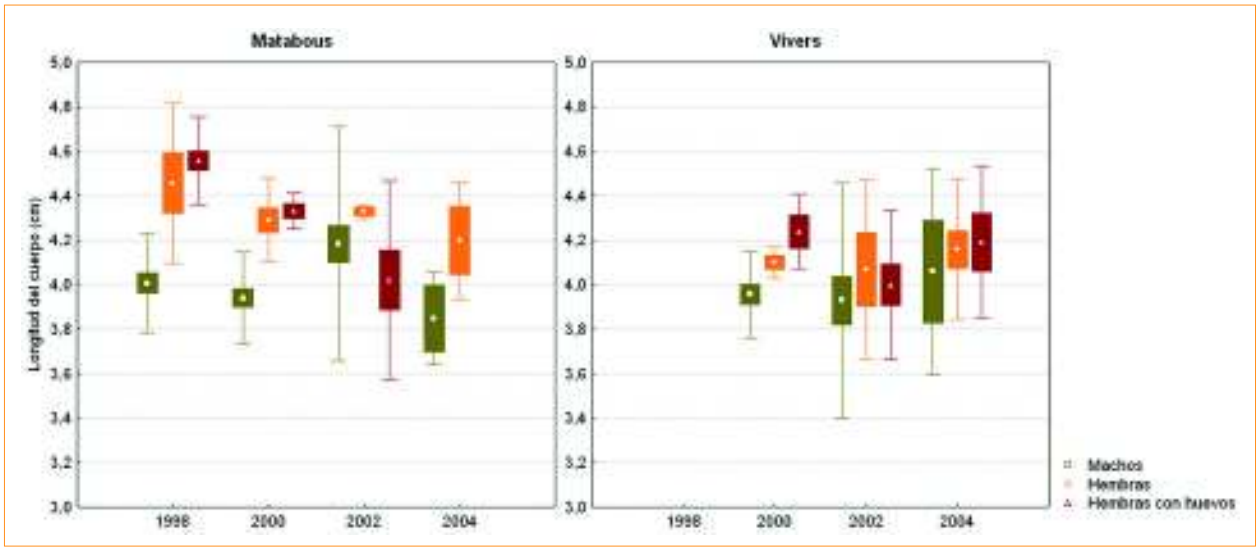


Figura 4. Evolución de la longitud del cuerpo de machos, hembras y hembras con huevos de *Lissotriton helveticus* en Matabous y Vivers, en el Parque Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa Los objetos del gráfico indican: Punto: media aritmética; Caja: error estándar; Línea: desviación estándar.

Figure 4. Body length evolution in *Lissotriton helveticus* males, females and females with ova in Matabous and Vivers, in the Zona Volcànica de la Garrotxa Natural Park.

Evolución de las poblaciones de ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en el Parque Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa

En el Parque Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa la ranita meridional aparece en las zonas bajas, donde predomina un mosaico de usos agropecuarios, lo que explica que posea buenas poblaciones en todas las localidades estudiadas excepto en Matabous, la única localidad situada en un área eminentemente forestal.

La figura 5 muestra la evolución de la abundancia máxima de larvas a lo largo del período estudiado. Quedan patentes las fuertes oscilaciones que sufren las poblaciones de larvas entre períodos. En las tres localidades se ponen de manifiesto tendencias diferentes, existiendo un crecimiento muy evidente en Jordà 3, una cierta estabilidad en Jordà 2 y una caída importante en Vivers, que culmina en 2004 con ausencia de larvas capturadas.

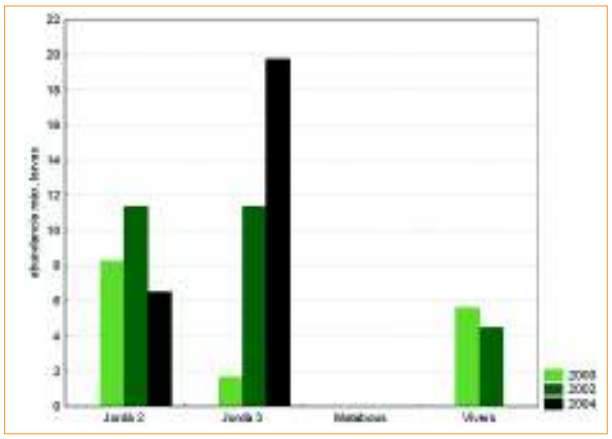


Figura 5. Evolución de la abundancia máxima de larvas de *Hyla meridionalis* (larvas/salabrada) en las estaciones de seguimiento en la Zona Volcànica de la Garrotxa.

Figure 5. Evolution of maximal abundance of *Hyla meridionalis* larvae (larvae/netting) in the sampling stations in Zona Volcànica de la Garrotxa Natural Park.

Fenología de sapo partero común (*Alytes obstetricans*) en el Parque Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac

El sapo partero común es una especie ampliamente distribuida en el Parque Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac donde, al igual que el resto de especies de anfibios de esta zona, encuentra sus hábitats de reproducción en las pozas de los lechos de los arroyos que nacen en el macizo que da nombre a este espacio natural.

Los descriptores de la fenología obtenidos están relacionados con la distribución a lo largo del año del porcentaje de observaciones totales de diferentes fases del ciclo biológico (figura 6) y del porcentaje de observaciones de larvas agrupadas en clases de longitud total (figura 7). Además, estos datos ofrecen la posibilidad de comparar la distribución mensual de las observaciones de larvas en los espacios naturales protegidos en que se lleva a cabo el seguimiento, lo que facilita la interpretación de los datos fenológicos en relación con las condiciones climáticas (figura 8).

En Sant Llorenç del Munt se pueden observar larvas de sapo partero común durante todo el año, hecho evidenciado por la existencia de larvas invernantes (figuras 6 y 7). Estas últimas completan su desarrollo a lo largo de la primavera, mientras que las larvas de las nuevas cohortes, nacidas en mayo, alcanzan la metamorfosis a lo largo del verano y principio de otoño (figura 7). Esporádicamente, cuando las condiciones meteorológicas son favorables, se puede producir alguna puesta en otoño, tal y como queda reflejado en la figura 7 con la observación de larvas de pequeño tamaño el mes de noviembre. El hecho de que el canto nupcial de los machos y las cópulas, así como el mantenimiento de las puestas, sean crepusculares, explica la ausencia de observaciones de ejemplares adultos, ya que el trabajo de campo se efectuó en período diurno. Este patrón fenológico se reproduce en el resto de espacios naturales protegidos de la provincia de Barcelona, con ligeras diferencias en cuanto a los períodos de puesta, relacionadas con el grado de mediterraneidad de cada espacio, concentrándose a finales de primavera en las zonas con clima típicamente mediterráneo (Garraf y Sant Llorenç del Munt), y retrasándose hasta finales de verano en las zonas con clima más húmedo (Montnegre y Montseny) (figura 8).

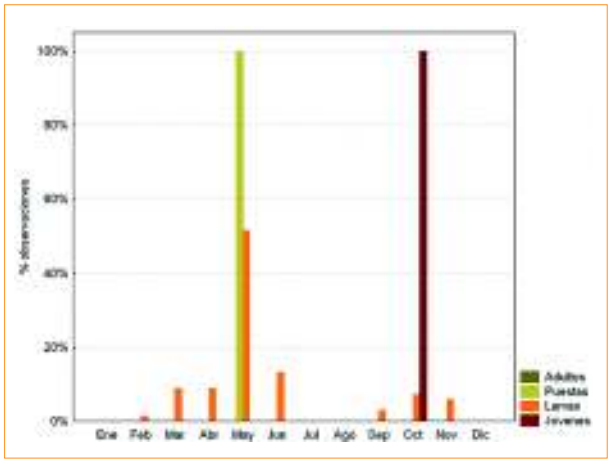


Figura 6. Porcentaje de observaciones totales de diferentes fases del ciclo biológico a lo largo del año de sapo partero común (*Alytes obstetricans*) en el Parque Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac.

Figure 6. Percent of total observations of different phases in biological cycle (adults, clutches, larvae and toadlets) through the year in *Alytes obstetricans* in Sant Llorenç del Munt i l'Obac Natural Park.

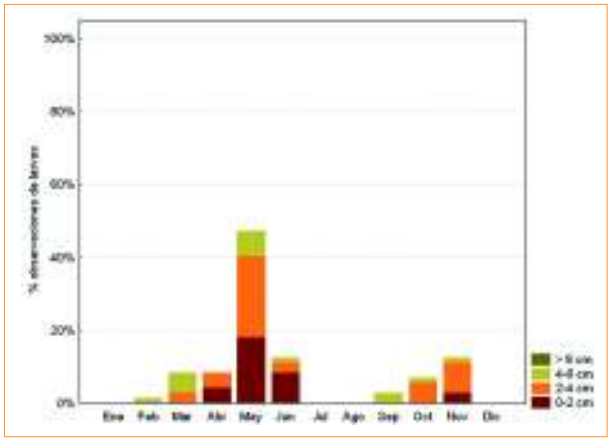


Figura 7. Porcentaje de observaciones de larvas de sapo partero común (*Alytes obstetricans*) agrupadas en clases de longitud total, en el Parque Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac.

Figure 7. Percent of observations of *Alytes obstetricans* tadpoles belonging to four total lenght classes in Sant Llorenç del Munt i l'Obac Natural Park.

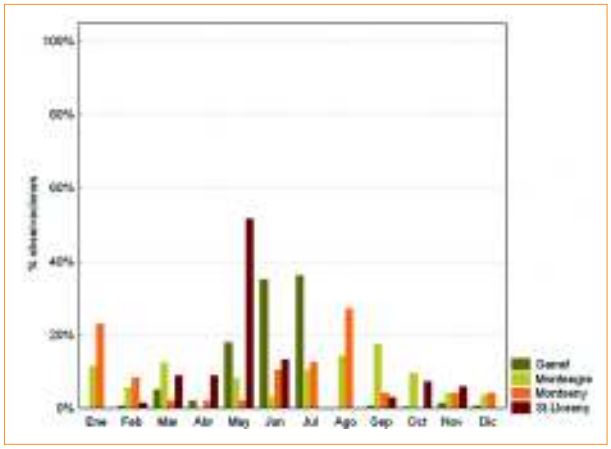


Figura 8. Distribución mensual de les observaciones de larvas de sapo partero común (*Alytes obstetricans*) en los espacios naturales protegidos donde se lleva a cabo el seguimiento de las poblaciones de anfibios.

Figure 8. Monthly distribution of observations of *Alytes obstetricans* tadpoles in the protected natural areas where monitoring of amphibian populations is performed.

Efectos de la introducción de *Carassius auratus* y de las actuaciones para su erradicación en el Parque del Garraf

En los años anteriores al inicio del seguimiento se había detectado en la charca de Campgràs la presencia de 8 especies (todas las que se relacionan para el Garraf en la tabla 2), lo que fue una de las razones que motivó su selección como masa de agua a incorporar al seguimiento. En 2004, primer año de seguimiento en este punto, se detecto únicamente *A. obstetricans, H. meridionalis y P. perezi*. Se detectó asimismo la presencia de carpín (*Carassius auratus*), lo que hizo sospechar que la introducción de éste podía ser la causa de la drástica reducción de la riqueza específica de anfibios observada (figura 9). Posteriormente se constató que dicha introducción se había producido en el invierno de 2003. Se recomendó a los gestores del Parque la erradicación de los carpines, mediante el vaciado de la balsa en cuanto los anfibios la abandonaran. Durante el mes de mayo los guardas del Parque organizaron un dispositivo de pesca similar al palangre que permitió extraer un número importante de ejemplares adultos. El vaciado se efectuó en noviembre de 2004, una vez finalizada la campaña de prevención de incendios. Las actuaciones se completaron mediante la instalación de una rampa con el doble objetivo de evitar la muerte de animales que podían caer a la charca y facilitar la salida de los anfibios de la misma. En 2006, cuando se realizó la siguiente campaña de muestreo en dicho punto, se constató que se mantenían las 3 especies detectadas en 2004 con un marcado incremento en los efectivos de la población de larvas de todas ellas, y se detectaron además renacuajos de *P. punctatus*, especie presente antes de la introducción de los carpines. El seguimiento en los próximos años deberá confirmar si se está produciendo efectivamente una recuperación de la comunidad de anfibios en Campgràs.

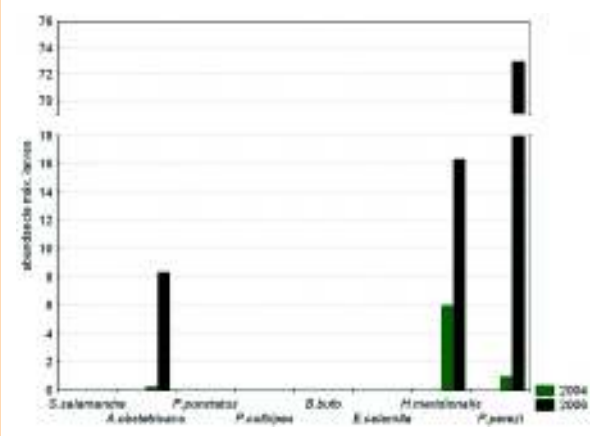


Figura 9. Evolución de la abundancia de larvas (larvas/salabrada) de las especies de anfibios en Campgràs.

Figure 9. Changes in tadpole abundance (larvae/netting) of the amphibian species in Campgràs.

DISCUSIÓN

A diferencia de los seguimientos que se desarrollan para conocer los efectos de determinada intervención sobre el medio o el éxito de ciertas actuaciones de gestión, el seguimiento que se presenta aquí constituye un seguimiento de base, que tiene por objetivo fundamental estudiar las tendencias de las poblaciones de anfibios en la medida que estos son bioindicadores y que es de interés *per se* efectuar el seguimiento de un grupo que presenta un proceso de declive en diferentes partes del planeta. En este sentido, el progresivo incremento de datos y la posibilidad de comparación

entre las diferentes especies, zonas y puntos de agua permitirá afrontar la discriminación de procesos globales de otros más locales en este contexto geográfico, así como distinguir oscilaciones poblacionales propias de cada localidad de tendencias reales de evolución de la población, lo que constituye habitualmente una dificultad (PECHMANN *et al.*, 1991). Cabe destacar que se han descrito en Cataluña, y para diversos taxones de los que se dispone de datos de algunas décadas, cambios fenológicos asociados a un incremento progresivo de la temperatura, supuestamente vinculado al cambio climático (PEÑUELAS *et al.*, 2005). Además, como se discute a continuación, algunas de las tendencias poblacionales observadas deberán confirmarse y analizarse a la luz de los datos que se obtengan en los próximos años, por lo que se refuerza la importancia de mantener un seguimiento a largo plazo.

En los ejemplos aportados en relación con la evolución de las poblaciones de anfibios en el Parque Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa sobre el tritón palmeado y la ranita meridional se observa la importancia de los factores meteorológicos en los valores de los indicadores calculados.

En el año 2004 se produjo una fuerte sequía, que se reflejó en unos escasos efectivos de poblaciones reproductoras de tritón palmeado en Matabous (pequeña poza en un arroyo), lo que se tradujo a su vez en una reducción de la población de larvas. En la estación denominada Vivers (un abrevadero) se produjo un fracaso reproductor de la ranita meridional. En el tritón se observa en este punto una concentración del esfuerzo reproductor a principios de año, cuando había un mayor volumen de agua. En el caso de Jordà 2 y especialmente de Jordà 3, una intervención de recuperación de hábitats acuáticos justo anterior a la sequía de 2004 incrementó notablemente las dimensiones de la masa de agua, especialmente en Jordà 3, lo que tuvo como efecto la mejora de las condiciones para la reproducción, tanto del tritón como de la ranita (más evidentes en Jordà 3, pero que paliaron el efecto de la sequía también en Jordà 2).

Así, el registro de datos físico-químicos y bióticos sobre el medio que se efectúa en este seguimiento, aun con una elaboración de datos todavía muy incipiente, contribuye a la interpretación de los cambios observados en las poblaciones de anfibios a lo largo de los años de estudio.

La evolución interanual de la abundancia máxima de larvas (figura 2) y de la abundancia máxima de adultos (figura 3) en el tritón palmeado en Jordà 3 y Matabous muestran una aparente discordancia, ya que una abundancia elevada de adultos un año determinado no se corresponde con mayor abundancia de larvas, o viceversa. En realidad ambos indicadores aportan una visión complementaria. Las estimas obtenidas pueden mostrar un marcado sesgo debido al momento concreto del muestreo dentro del ciclo anual de la población de larvas y adultos. Es decir, en un año dado, si el muestreo coincide con el principio del apareamiento de los adultos es posible detectar muchos adultos y pocas larvas, mientras que en las mismas fechas del año siguiente, si el muestreo se efectúa en un momento ligeramente más avanzado de la reproducción se detectaran tal vez menos adultos y muchas más larvas. Ello explica la aparente discrepancia para un mismo año entre número de larvas y de adultos.

Por lo que se refiere a los meses con observación de mayor número de hembras de *L. helveticus* y mayor proporción de hembras con huevos oviductales, es posible que los números elevados que se han producido más tempranamente en 2004 (febrero-marzo) se relacionen con las condiciones meteorológicas más secas en dicho año. A lo largo del período 1998-2004 parece que la presencia de hembras tiende a concentrarse más tempranamente, aunque el número de observaciones es reducido y no permite constatar una tendencia clara. Las observaciones de *L. helveticus* en los puntos de reproducción en la Zona Volcànica de la Garrotxa desde 1992 se han producido siempre desde mediados de abril a mayo, con citas escasas a principios de abril en 1992 y una única observación a finales de marzo en 1996 (MINUARTIA, 1992, 1994 y 1996). Datos de 1980-1982 en una zona cercana a la desembocadura del río Tordera, a escasos metros sobre el nivel del mar y más meridional que el Parque de la Zona Volcànica de la Garrotxa (a la misma latitud que el Parque del Montnegre i el Corredor) establecen marzo y abril como los meses con presencia de adultos en el agua, y marzo como el mes con mayor actividad reproductora (CAMPENY, 1987); estos meses serían coincidentes con lo que se está observando en la actualidad en la Zona Volcànica de la Garrotxa. En Banyoles, comarca vecina a la Garrotxa, Massip (1993) cita mediados de febrero como la época en que se comienzan a observar ejemplares activos (con observaciones puntuales a finales de enero). En 2004 en el Montseny los adultos aparecen en abril y mayo (MINUARTIA, 2005a). BARBADILLO *et al.* (1999) indican que los patrones de actividad estacional de la especie muestran notables diferencias entre poblaciones en función de la altitud, aunque no parece que esto se cumpla en el caso de las localidades que se acaban de citar. Las observaciones de un mayor número de años (tanto en la Zona Volcànica de la Garrotxa como en el Montseny, parques naturales donde se efectúa el seguimiento) seguramen-

te permitirá dilucidar si las diferencias se deben a razones geográficas, meteorológicas de un año en particular, u otras. En cualquier caso, los datos procedentes de diversas áreas geográficas relativamente cercanas aportan cierta dispersión temporal del momento de mayor actividad reproductora.

La longitud corporal similar que presentan machos y hembras de *L. helveticus* en 2002 y 2004 (sin datos suficientes para 2004 en Matabous) es un hecho atípico en esta especie, en la que habitualmente las hembras presentan mayor longitud total que los machos (LLORENTE *et al.*, 1995a; SALVADOR & GARCÍA-PARÍS, 2001). Sin embargo, las diferencias de tamaño entre años no llegan a ser significativas en ningún caso, tal vez a causa de la elevada dispersión de los valores (figura 4).

Cabe citar aquí que el hecho de que el seguimiento se plantee a largo plazo no entra en contradicción con la obtención de resultados a corto y medio plazo. Así, el seguimiento puede detectar circunstancias no habituales (por ejemplo, tamaño corporal similar de hembras y machos de tritón palmeado), que podrían ser indicativas de un estado subóptimo de la población o del efecto de determinados impactos. Si bien los estudios específicos que habría que desarrollar para profundizar en este punto no tienen cabida en el marco estricto del seguimiento, éste puede recomendar el inicio de dichos estudios, actuando en este sentido como instrumento de alerta.

La localización geográfica de los puntos de muestreo se refleja en la distribución mensual de las observaciones de larvas de sapo partero común, especialmente en relación con el grado de mediterraneidad de cada espacio natural estudiado, de manera que existe un retraso del patrón observado de abundancia de larvas en las áreas de características submediterráneas o centroeuropeas. Este fenómeno se repite en el resto de especies para las que se dispone de información suficiente en los mismos cuatro espacios naturales de la provincia de Barcelona: *Salamandra salamandra, Triturus marmoratus, Bufo bufo, Hyla meridionalis y Pelophylax perezi* (MINUARTIA, 2005a, b, c, d).

Finalmente, las actuaciones efectuadas para erradicar las poblaciones de *Carassius auratus* habrán sido posiblemente efectivas, aunque haya que esperar a confirmar la recuperación de la comunidad de anfibios con nuevas campañas. En este sentido, el seguimiento a largo plazo permite, como beneficio añadido más allá de sus propios objetivos, detectar circunstancias puntuales específicas de los puntos muestreados, recomendar medidas de gestión a aplicar directamente en la estación de muestreo y seguir la efectividad de las medidas implantadas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración de Emili Bassols, responsable del Área de Patrimonio Natural del Parque Natural de la Zona Volcánica de la Garrotxa, y de Angel Miño, Antoni Bombí, Daniel Guinart, Santi Llacuna y Cinta Pérez, biólogos de la Oficina Técnica de Parcs Naturals de la Diputació de Barcelona. Asimismo, agradecemos la colaboración de los guardas de los Parques donde se desarrolla el seguimiento de las poblaciones de anfibios.

BIBLIOGRAFÍA

AMAT, F. & ROIG, J.M. 2000. *Distribució del tritó pirinenc* (Euproctus asper) *al Parc Natural del Montseny i cens demogràfic al sot del Bernadal*. Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito.

AMAT, F. & ROIG, J.M. 2001. *Monitoratge de l'activitat del tritó pirinenc* (Euproctus asper) *al Parc Natural del Montseny.* Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito.

BALLESTEROS, T. & DEGOLLADA, A. s.d. *Estudi dels amfibis del Parc Natural del Montnegre i el Corredor.* Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe Inèdit.

BARBADILLO, L.J. & GARCÍA-PARÍS, M. 1991. Problemas de conservación de los anfibios en España. *Quercus*, 62: 12-16.

BARBADILLO, L.J., LACOMBA, J.I., PÉREZ-MELLADO, V., SANCHO, V. & LÓPEZ JURADO, L.F. 1999. *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial GeoPlaneta, Barcelona, 1999.

BEEBEE, T. & CORBETT, K. 1998. Prevalent threats to conservation status. In: *Herpetofauna worker's manual* (Gent, A.H. & Gibson, S.D. eds.). Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. 152 pp.

BLAUSTEIN, A.R. & WAKE, D.B. 1995. Declive de las poblaciones de anfibios. *Investigación y Ciencia*, 225: 8-13.

BOSCH, J., MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARÍS, M. 2001. Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of central Spain. *Biological Conservation*, 97: 331-337.

BRAÑA, F., FRECHILLA, L. & ORIZAOLA, G. 1996. Effect of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. *Herpetological Journal*, 6: 145-148.

BROS, V., MIRALLLES, J. & REAL, J. 1981. *Catàleg faunístic del Parc Natural de St. Llorenç del Munt i Serra de l'Obac (II)*. Depana, Sabadell. Informe inédito.

BROWN, L. (coord.) 2001. *L'estat del món 2001*. Worldwatch Institute i Centre UNESCO de Catalunya. Barcelona.

CAMPENY, R. 1987. Amfibis i rèptils dels aiguamolls de Tordera. *L'Atzavara*, 5. pp. 31-38.

CAMPENY, R. 1993. Els llocs de reproducció dels amfibis al Maresme. Interès de la seva conservació. *Ieres Jornades Naturalistes del Maresme*. pp. 7-10.

CAMPENY, R. 1997. Amfibis del vessant oriental del Montnegre i el Corredor: distribució i primeres dades fenològiques. *I Trobada d'Estudiosos del Montnegre i el Corredor*. pp. 81-83.

CAMPENY, R. 2001a. *Ecologia de les larves d'amfibis anurs al Montseny*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. 438 pp.

CAMPENY, R. 2001b. Activitats de coneixement i gestió del poblament d'amfibis al Parc Natural del Montnegre i el Corredor. *III Trobada d'Estudiosos del Montnegre i el Corredor*. pp. 45-48.

CLIVILLÉ S., MONTORI, A., LLORENTE, G.A., SANTOS, X. & CARRETERO, M.A. 1997. El impacto de los incendios forestales sobre los anfibios. *Quercus*, 138: 10-13.

DEL AMO, R., PERIS, A., SANTAEUFEMIA, F.X. & TORRE, I. 2002. *La fauna vertebrada de Castelldefels*. Comissió i premi "Castelldefels àmbit sostenible", Castelldefels. 207 pp.

DOADRIO, I. (ed.) 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid. 374 pp.

HOULAHAN, J.E., SCOTT, C., SCHMIDT, B.R., MEYER, A.H. & KUZMIN, S.L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.

KIESECKER, J.M., BLAUSTEIN, A.R. & BLEDEN, L.K. 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, 410: 681-483.

LANGTON, T. & BURTON, J.A. 1998. *Amphibians and reptiles: Conservation and management of species and habitats*. Planning and Management Series, No 4. Council of Europe Publishing, Strasbourg. 96pp.

LIZANA, M. & PEDRAZA, E. 1997. The effects of UV-B radiation on toad mortality in mountainous areas of central Spain. *Conservation Biology,* 12 (3): 703-713.

LLORENTE, G.A., CLIVILLÉ, S., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, M.A. 2001. *Determinació de punts d'aigua importants per a la reproducció dels amfibis a l'ampliació del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i Serra de l'Obac: Catàleg dels amfibis i dels rèptils*. Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito.

LLORENTE, G.A., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, M.A. 1995a. *Atlas dels amfibis i rèptils de caatlunya i Andorra*. Edicions el Brau. 191 pp.

LLORENTE, G.A., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, M.A. 1995b. *Projecte de seguiment de basses importants per als amfibis a Catalunya*. Departament de Medi Ambient. Informe inédito.

MARCO, A., LIZANA, M., SUÁREZ, C. & NASCIMIENTO, F. 2002. Radiación ultravioleta y declive de anfibios. *Quercus*, 192: 30-37.

MARCO, A. & QUILCHANO, C. 2000. Impacto sobre los anfibios de la contaminación por fertilizantes químicos. *Quercus*, 172: 14-19.

MARCO, A. 2002. Contaminación global por nitrógeno y declive de anfibios. *Revista Española de Herpetología*, Vol. Esp. (2002): 97-110.

MARQUEZ, R. & LIZANA, M. 1993. Poblaciones de anfibios en declive ¿un fenómeno global?. *Quercus*, 94: 6-10.

MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. 2002. Conservación de los anfibios y reptiles de España, In: *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España* (Pleguezuelos J.M., Márquez R. & Lizana M., eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid: 347-383.

MARQUEZ, R., OLMO, J.L. & BOSCH, J. 1995. Recurrent mass mortality of larval midwife toads *Alytes obstetricans* in a lake in the Pyrenean mountains. *Herpetological Journal*, 5: 287-289.

MARTÍNEZ-SILVESTRE, A., SOLER-MASSANA, J., SOLÉ, R. & MEDINA, D. 2001. Reproducción de quelonios alóctonos en Cataluña en condiciones naturales. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 12 (1): 41-43.

MARTÍNEZ-SOLANO, I.; BOSCH, J. & GARCÍA-PARÍS, M. 2001. El estado de conservación de los anfibios de Peñalara. *Quercus*, 189.

MASSIP, J.M. 1993. *Els amfibis i els rèptils. Banyoles, fauna comarcal. Volum III*. Ajuntament de Banyoles. 288 pp.

MINUARTIA, Estudis Ambientals. 1992. *Anàlisi del poblament de vertebrats del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Espècies vulnerables, zones d'interès faunístic i propostes de gestió per a la conservació i millora de la fauna*. Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Departament de Medi Ambient. Informe inédito.

MINUARTIA, Estudis Ambientals. 1993. *Caracterització d'hàbitats de reproducció dels amfibis al Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Propostes de mesures de gestió*. Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Departament de Medi Ambient. Informe inédito.

MINUARTIA, Estudis Ambientals. 1994. *Seguimetn dels punts de reproducció i de la fenologia dels amfibis*. Resultats 2004. Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Departament de Medi Ambient. Informe inédito.

MINUARTIA, Estudis Ambientals. 1996. *Catàleg d'espècies d'amfibis, rèptils, aus i mamífers del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa / 1996*. Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Departament de Medi Ambient. Informe inédito.

MINUARTIA, Estudis Ambientals. 1998. *Evolució de les poblacions d'amfibis a la Zona Volcànica de la Garrotxa / 1998*. Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Departament de Medi Ambient. Informe inédito.

MINUARTIA, Estudis Ambientals. 2000a. *Addenda a la metodologia del programa de seguiment de basses importants per als amfibis a Catalunya*. Informe inédito.

MINUARTIA, Estudis Ambientals. 2000b. *Evolució de les poblacions d'amfibis a la Zona Volcànica de la Garrotxa / 2000.* Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Departament de Medi Ambient. Informe inédito.

MINUARTIA, Estudis Ambientals. 2004a. *Treballs de preparació d'un seguiment a llarg termini de les poblacions d'amfibis als parcs naturals de Sant Llorenç del Munt i l'Obac, del Montnegre i el Corredor i del Montseny*. Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito.

MINUARTIA, Estudis Ambientals. 2004b. *Seguiment de les poblacions d'amfibis del Parc natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa / 2004.* Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Departament de Medi Ambient. Informe inédito.

MINUARTIA, Estudis Ambientals. 2005a. *Seguiment de les poblacions d'amfibis del Parc natural del Montseny*. Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito. 73 pp + 5 anexos.

MINUARTIA, Estudis Ambientals. 2005b. *Seguiment de les poblacions d'amfibis del Parc natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac*. Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito. 66 pp + 5 anexos.

MINUARTIA, Estudis Ambientals. 2005c. *Seguiment de les poblacions d'amfibis del Parc del Montnegre i el Corredor*. Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito. 71 pp + 5 anexos.

MINUARTIA, Estudis Ambientals. 2005d. *Seguiment de les poblacions d'amfibis del Parc del Garraf.* Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito. 66 pp + 5 anexos.

MONTORI, A., CLIVILLÉ, S., LLORENTE, G.A., CARRETERO, M.A. & SANTOS, X. 1992. *Ús de l'espai i el temps en la comunitat d'amfibis del massís del Garraf.* Convocatòria Ajuts a la Recerca Àmbit Ecologia i Medi Ambient 1990, Informe inédito. 68 pp.

MONTORI, A., CLIVILLÉ, S., LLORENTE, G.A., CARRETERO, M.A. & SANTOS, X. 1995. *Efectes de l'incendi de 1994 sobre les poblacions d'amfibis d'una àrea natural protegida: el Parc Natural del Garraf.* Informe inédito. Cirit, ACOM 1994, 48 pp.

MONTORI, A., LLORENTE, G.A., CARRETERO, M.A. & SANTOS, X. 2001. La gestión forestal en relación con la herpetofauna. In: *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: su aplicación en la fauna vertebrada* (Camprodon J. & Plana, E. eds.). Edicions de la Universitat de Barcelona, Barcelona: 251-289.

ORDEIX, M. & CAMPRODON, J. 1996. Peixos, amfibis i rèptils de l'alt Congost. *Siboc*, 11: 123-130.

ORDEIX, M., MALUQUER-MARGALEF, J. & CAMPRODON, J. 1996. *Estudi de distribució de la fauna amfíbica i aquàtica de les rieres del Parc natural del Montseny*. Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito.

ORDEIX, M., CAMPRODON, J. & MALUQUER-MARGALEF, J. 1998. *Memòria del seguiment de la fauna amfíbia i aquàtica de les rieres del Parc natural del Montseny efectuat l'any 1997*. Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito.

ORTIZ, M., SÁIZ, N., MARCO, A. & LIZANA, M. 2002. Efectos de los fertilizantes químicos sobre los embriones y larvas de anfibios ibéricos. *VII Congreso Luso-Espanhol de Herpetología*. Évora, octubre de 2002.

PECHMANN, J.H.K., SCOTT, D.E., SEMLITSCH, R.D., CALDWELL, J.P., VITT, L.J. & GIBBONS ,J.W. 1991. Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science*, 253: 892-895.

PEÑUELAS, J., FILELLA, I, SABATÉ, S. & GRÀCIA, C. 2005. Sistemes naturals: ecosistemes terrestres. In: *Informe sobe el canvi climàtic a Catalunya* (Llebot, J.E. ed.). Institut d'Estudis Catalans. Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible, Barcelona: 517-553.

PLEGUEZUELOS, J.M. (ed.) 1997. *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles de España y Portugal*. Universidad de Granada y Asociación Herpetológica Española, Granada, 542 pp.

RICHTER-BOIX, A., VARRÀ, E. & CRISTÓBAL, J. 2001. *Creación de una capa SIG con los puntos de agua del macizo del Garraf y su uso por parte de los anfibios*. Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito.

RIVERA, J. & ARRIBAS, O. 1993. Anfibios y reptiles introducidos en la fauna española. *Quercus*, 84: 12-16.

RIVERA, X. & SÁEZ, R. 2003. La fauna acuática introducida y su impacto sobre los anfibios y reptiles. *Quercus*, 205: 22-27.

ROIG, J.M. & AMAT, F. 2001. *Fenologia reproductora de la granota roja (Rana temporaria) al Parc natural del Montseny*. Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito.

SALVADOR, A. & GARCÍA PARÍS, M. 2001. *Anfibios españoles. Identificación, historia natural y distribución.* Canseco Editores S.L. 269 pp.

VILLERO, D. 2002. *Fonaments del seguiment de les poblacions d'amfibis al Parc natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac.* Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito.

VILLERO, D. 2003. Treballs metodològics i seguiment de les poblacions d'amfibis al Parc natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Informe inédito.

Seguimiento de la ranita meridional, *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874) del País Vasco en el periodo 1998-2006

Jon Etxezarreta, Juan Martínez-Jorquera, Arantxa Txintxurreta & Xabier Rubio

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	238-248	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Seguimiento de la ranita meridional, *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874) del País Vasco en el periodo 1998-2006

Monitoring the Stripeless tree frog *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874) in the Basque Country between 1998-2006

Jon Etxezarreta*, Juan Martínez-Jorquera, Arantxa Txintxurreta & Xabier Rubio
Departamento de Vertebrados. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Zorroagagaina 11. 20014 Donostia-San Sebastián
*jeietxezarreta@euskalnet.net

LABURPENA

Euskal Herrian, "Galzoriko espezietzat" katalogatuta izanik, 1998. urtean hegoaldeko zuhaitz igelaren jarraipenari hasiera eman zitzaion Mendizorrotzen (Gipuzkoa), bere egoera aztertuz eta bere erregresioaren arrazoiak zehaztuz. Azterketa horretatik abiatuta, Kudeatze Plana erredaktatu zen. Ugaltze putzuen sare baten sorkuntzari hasiera eman zaio, espeziea larba eta helduak lortzeko egokitutako igerilekuetan maneiatuz, eta hezegune berrietara lekualdatuz. Sartze berri horiek kasu askotan eraginkorrak izan dira, eta, ondorengo urteetan, anplexoak, errunaldiak, larbak eta metamorfoseatu berriak behatu dira. 1998 eta 2005 bitartean, 1.137 ar, 373 eme, 871 metamorfoseatu berri eta gazte, eta 25.245 larba lekualdatu dira. Hasierako putzu faltaren ondorioz jazotako gainbehera ostean, banaketa-eremu murriztua eta ugaltoki bakarrak zituen arazoak zirela medio, Kudeaketa Planaren lehen zatian (1999-2002) eta ugalketarako hezegune berriak sortzen ziren heinean, putzuetara gerturatzen ziren ar-kopurua goruntz joan da. 2003-2006 denboraldietan kantuen estimen arabera, populazioa egonkor mantentzen dela dirudi. Ugal-arrakastaren ustezko joera negatiboa ez da estatistikoki esanguratsua eta metamorfoseatu berri gutxi aurkitzearen arrazoiak anitzak izan daitezke. Habitataren eraldaketak eta kanpoko espezieen sartzapenak, oraindik populazioaren etorkizuna mehatxatu egiten dute. Datozen urtetako jarraipenak hartutako erabakiak eta abian jarritako kudeaketa neurriak eraginkorrak izan diren ala ez argituko du.

GAKO HITZAK: Anfibioak, *Hyla meridionalis*, Jarraipena, Berreskuraketa, Kontserbazioa, Euskal Herria.

RESUMEN

Catalogada en "Peligro de Extinción" en el País Vasco, en 1998 comenzó el seguimiento de la ranita meridional en la única población conocida (Mendizorrotz, Gipuzkoa), centrado en el análisis de su situación y la determinación de las causas de su regresión. A partir de ello se redactó el Plan de Gestión, dentro del cual se ha iniciado la creación de una red de charcas de reproducción, realizando el manejo de la especie en piscinas acondicionadas para la obtención de larvas y adultos, que han sido traslocados a los nuevos humedales. Estas reintroducciones han sido efectivas en muchos casos, observándose en años posteriores acoplamientos, puestas, larvas y recién metamorfoseados. Entre 1998-2005 se han trasladado 1.137 machos, 373 hembras, 871 recién metamorfoseados y juveniles, y 25.245 larvas. Tras un inicial declive derivado de la falta de humedales, su restringida distribución y los problemas que presentaba el único enclave de reproducción, en el primer ciclo del Plan de Gestión (1999-2002) y de forma paralela al incremento en el número de enclaves disponibles para la reproducción, se aprecia un aumento de machos que acuden a las charcas. En el periodo 2003-2006 los datos de estimas de cantos parecen indicar una estabilización del número de efectivos. La aparente tendencia negativa en el éxito reproductor no es estadísticamente significativa y el bajo reclutamiento detectado puede deberse a diferentes factores. La alteración del hábitat y la introducción de especies exóticas siguen amenazando el futuro de la población, cuyo seguimiento en próximas temporadas aclarará la eficacia de las medidas de gestión adoptadas.

PALABRAS CLAVE: Anfibios, *Hyla meridionalis*, Seguimiento, Recuperación, Conservación, País Vasco.

ABSTRACT

In 1998 monitoring of the stripeless tree frog (species catalogued in "Danger of Extinction" in the Basque Country) began in Mendizorrotz (Gipuzkoa) by analyzing its situation and determining the causes of its regression. A Management Plan was drawn up from these studies. The creation of a reproduction-pond network has been initiated, and the management of the species has been carried out in pools conditioned for the obtaining of larvae and adults that have been transferred to the new wetlands. These introductions have succeeded in many cases, with couplings, egg-lays, larvae and recent metamorphics being observed in subsequent years. Between 1998 and 2005, 1,137 males, 373 females, 871 metamorphics and juveniles, and 25,245 larvae have been transferred. After an initial slope due to the lack of wetlands, their restricted distribution and the problems that presented the only enclave of reproduction, in the first cycle of the Plan of Management (1999-2002) and in the same way on the increment in the number of available enclaves for the reproduction, an increase of males that respond to the ponds is appreciated. In the period 2003-2006, the calls estimate data seem to indicate a stabilization of the number of individuals. The apparent negative tendency in the reproductive success is not statistically significant and the low recruitment detected may be due to different factors. The alteration of the habitat and the introduction of exotic species continue threatening the future of the population, whose monitoring in next seasons will clarify the efficacy of the measures of management adopted.

KEY WORDS: Amphibians, *Hyla meridionalis*, Monitoring, Recovery, Conservation, Basque Country.

INTRODUCCIÓN

La crítica situación en la que se encontraba la población de ranita meridional en el macizo de Mendizorrotz (Gipuzkoa), junto a su aislamiento y su presencia inicialmente propuesta como relicta, hicieron que fuera incluida en el *"Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina"* como el único anfibio en peligro de extinción de la Comunidad Autónoma del País Vasco, Decreto 167/1996, de 9 de Julio (B.O.P.V. nº 140, de 22.07.96).

El estudio preliminar para conocer la situación de la especie y las causas de su regresión, al menos desde el año 1978 (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a), que aconsejaba la puesta en práctica de medidas de conservación inmediatas, ha servido para la elaboración del correspondiente Plan de Gestión de la especie (DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA, 1999).

La extinción de los núcleos poblacionales conocidos dos décadas atrás se produjo en sentido oeste-este, perdurando en 1998 tan sólo las dos pequeñas poblaciones del extremo oriental del macizo (Berio e Igara), de las cinco existentes, sobre cuyas balsas de reproducción se cernía un grave peligro de urbanización. Además, únicamente en el embalse de Gurelesa (Igara) se constató la reproducción de la especie (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a, 1998b, 2003). En torno a estos dos enclaves se localizaron 10 piscinas satélite a las que la ranita acudía, probablemente atraída por su volumen y la ausencia de masas de agua naturales, pero no se pudo constatar que culminara su ciclo reproductor en ellas. La eliminación de la vegetación original, la desaparición de masas de agua naturales y la depredación por especies alóctonas son las causas del declive de la única población conocida de ranita meridional en Gipuzkoa (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a, 1998b, 2003).

El Plan de Gestión de la Ranita Meridional aprobado en 1999 preveía la creación de una red de charcas de reproducción que acogieran posteriormente la reintroducción de la especie mediante un plan específico, realizando un seguimiento continuo de los resultados. El objetivo final sería recuperar el área de distribución conocida, hasta que la población del anuro superara la crítica situación en que se encontraba, bajo amenaza de extinción (DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA, 1999, 2001, 2003, 2004, 2005; ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a, 1998b; GARCÍA-PARÍS, 1997; GOBIERNO VASCO, 1996).

La construcción de charcas comenzó a buen ritmo en 1999 y 2000, continuando hasta la actualidad, sin que la red haya sido aún completada. Actualmente son 17 los enclaves funcionales, de los 19 disponibles, estando repartidos por todo el Macizo (figura 1). En la primavera de 2001 se desarrolló el Plan de Revegetación de los humedales iniciado en 1999 (EKOS, 2001), lo que ha permitido el asentamiento de especies botánicas de interés en Gipuzkoa.

Las primeras prácticas de traslocación de *Hyla meridionalis* a charcas experimentales se realizaron ya en 1998, para conocer si eran adecuadas o no para la reproducción de la especie. Los individuos empleados provenían de piscinas que habían sido o iban a ser vaciadas y limpiadas con productos altamente tóxicos (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998c). A partir de 1999 se intensificó la captura de estos individuos y se acondicionó una pequeña piscina en la zona de Berio (Donostia) con el propósito de obtener puestas y larvas para ulteriores reintroducciones. Además, se realizaron diversos trabajos de mejora del hábitat, principalmente la construcción de charcas para la reproducción de la especie (ETXEZARRETA & RUBIO, 1999, 2002a; ETXEZARRETA & RUBIO, 2003b).

Durante el período 1998-2005 se han trasloca-do 1.137 machos, 373 hembras, 871 recién metamorfoseados y 25.245 larvas (EKOS, 2004, 2005; ETXEZARRETA & RUBIO, 2002a; ETXEZARRETA & TXINTXURRETA, 2004; RUBIO & ETXEZARRETA, 2003b; tabla I).

El presente artículo sintetiza los resultados del seguimiento de las medidas y actuaciones desarrolladas para la recuperación de la ranita meridional en el País Vasco en el período 1998-2006.

Figura 1. Charcas habilitadas en Mendizorrotz en el periodo 1998-2006:

1- Berio	6- Errotaberri	11-Artikula Aundi	15-Egiluze
2- Goienetxe	7- Arpita	12-Arrate	16-Iranguen
3- Pokopandegi	8- Etxebeste	13-Aginagako urtegia	17-Orioko Dunak
4- Errotatxo	9- Urteta	14-Anoko	18-Arkumetegi
5- Munotxabal	10-Egioleta		19-Etume

Diagnóstico del estado de las charcas: ● Bien, ● Aceptable, ● Mal

Figure 1. Qualified ponds in Mendizorrotz in the period 1998-2006:
Diagnosis of the state of the ponds: ● Well, ● Acceptable, ● Badly

METODOLOGÍA

El registro de datos se ha realizado entre 1998 y 2006, en intervalos semanales durante el período de actividad de la ranita meridional, extendido entre marzo y octubre (Etxezarreta & Rubio, 1998b). El muestreo nocturno se ha limitado a las tres primeras horas después del ocaso y el diurno se ha tomado al azar, según la disponibilidad del equipo investigador. Se han prospectado todos los enclaves con presencia actual o histórica de la especie, incluyendo los que habían recibido traslocaciones (Etxezarreta & Rubio, 2002a; Rubio & Etxezarreta, 2003b). Se han utilizado focos de mano con haz ancho, frontales y mangas con luz de malla de 2 mm de diámetro.

El Plan de Reintroducción de la especie en los nuevos biotopos ha consistido en la traslocación de individuos adultos, recién metamorfoseados y larvas criadas en semicautividad en piscinas acondicionadas (Rubio & Etxezarreta, 2003a; tabla I). Las traslocaciones fueron intensas en el primer ciclo, de 1998 a 2003 (99,6 % del total de individuos), habiéndose convertido después en una práctica testimonial (tabla I), utilizando sólo ejemplares reproductores (Ekos, 2004, 2005). El 91,4 % de los individuos traslocados fueron larvas en diferentes estadios de Gosner (20-46).

La reproducción ha sido registrada por observación directa de machos cantores, hembras, amplexos, puestas, larvas, recién metamorfoseados y juveniles. Se ha utilizado la técnica de "recorridos de estaciones de censo", especialmente valiosa en hábitats de gran complejidad (Telleria, 1986). Los recorridos se realizaron en la periferia de las láminas de agua, intercalando paradas a modo de "estaciones de censo". Durante los meses estivales el muestreo se ha complementado con el mangueo diurno de las charcas para comprobar la existencia de larvas.

Figura 2. Un macho reclamando desde la vegetación cercana a una charca.
Figure 2. A male calling from the vegetation near a pond.

La estima relativa del tamaño poblacional se ha realizado mediante escuchas de machos cantores (figura 2), empleando la técnica de "estaciones de censo", ya que se comprobó que los transectos alteraban la conducta de los machos. Llegados al punto seleccionado, se empleó un minuto en estabilizar las posibles alteraciones en el comportamiento de las ranas, a partir del cual se realizó una escucha de diez minutos de duración (TELLERIA, 1986). En caso de detección negativa, y teniendo en cuenta que puede haber machos que permanezcan en silencio, transcurridos los once minutos se recurrió al reclamo artificial mediante grabaciones del canto de machos de la especie (MÁRQUEZ & MATHEU, 1998, 2004), intercalando un minuto de reclamo y otro de escucha, durante otros diez minutos. Las estimas relativas realizadas mediante escuchas fueron completadas con la observación directa de ejemplares en el entorno de las charcas, a intervalos semanales, tomando como inicio el tercer día consecutivo de cantos (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a, 1998b, 2002a). De esta manera se pudo comparar en cada enclave de reproducción la variación anual de la evolución de los cantos a lo largo de la temporada. Asimismo, esta metodología permitió estimar la variación anual del total de cantos de la población, facilitando el seguimiento de otros parámetros caracterizadores de la misma. El promedio de machos cantores por charca-tipo y año se calculó a partir de la media de las medias de cantos anuales de todos los humedales. El máximo de la charca-tipo para cada año es la media obtenida de los máximos anuales de cada enclave. Los datos obtenidos durante el seguimiento han sido tratados y posteriormente analizados estadísticamente mediante la aplicación informática PAST para Windows.

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	TOTAL
M	105	59	376	155	193	166	70	13	1.137
H	12	21	102	37	100	78	20	3	373
L	600	3.391	6.048	6.790	1.027	7.389	-	-	25.245
RM	-	-	40	831	-	-	-	-	871

Tabla I. Número de individuos traslocados en el periodo 1998-2005 (M=machos; H=hembras; L=larvas; RM=recién metamorfoseados).
Table I. Number of transferred individuals in the period 1998-2005 (M=males; H=females; L=larvae; RM= metamorphics).

Por otra parte, el amplio entramado de caminos y pistas asfaltadas existentes en Mendizorrotz ha permitido obtener estimas de atropellos de ranitas meridionales, determinándose los puntos negros del área de estudio. Para ello se llevaron a cabo transectos nocturnos en vehículo, circulando a un promedio de 20-30 km/h, aprovechando los necesarios desplazamientos entre charcas. Los individuos ilesos encontrados en los transectos fueron retirados y liberados en las inmediaciones. El nivel de peligro de atropello en las pistas y caminos del cordal ha sido recogido en mapas (ETXEZARRETA & RUBIO, 2002b; RUBIO & ETXEZARRETA, 2003a; ETXEZARRETA & TXINTXURRETA, 2004).

RESULTADOS

Se ha tenido en cuenta una serie de parámetros para valorar el proceso de colonización de las nuevas charcas por la ranita, atendiendo a la capacidad para acceder a los humedales y reproducirse en ellos. Hasta 2002, cuando se habían construido ya 10 charcas, los parámetros (medidos en número de charcas) crecen continuamente. A partir de ese año el ritmo de creación de charcas se ralentiza, construyéndose una al año. Los parámetros que tienen que ver con la capacidad colonizadora del anfibio (presencia de ranitas en las charcas, cualquiera que sea el origen de su acceso) se adaptan aumentando proporcionalmente a la mayor disponibilidad anual de charcas. Sin embargo, los parámetros relacionados directamente con la reproducción se estabilizan en números claramente inferiores a los de las charcas disponibles o descienden notoriamente, como en el caso del más significativo, el de la emergencia de metamorfoseados, que en los últimos tres años sólo afecta al 17-29 % de las charcas (figura 3).

Figura 3. Seguimiento del proceso de colonización de las charcas (1998-2006).
Charcas disponibles: Número de enclaves que presentan unas condiciones mínimas que podrían permitir la reproducción de la especie.
Espontáneos: Número de charcas a las que asisten ranitas antes del inicio de las traslocaciones en una temporada dada, bien provengan de una colonización espontánea o de reintroducciones anteriores.
Indicios de Reproducción: Número de charcas en las que se detecta amplexus, puestas o larvas de unos días.
Larvas: Número de charcas con presencia de larvas en avanzados estadios de desarrollo.
Recién metamorfoseados: Número de charcas con emergencia comprobada de ranitas.

Figure 3. Monitoring the process of colonization of the ponds (1998-2006).
Available ponds: Number of enclaves that present some minimum conditions that would be able to permit the reproduction of the species.
Spontaneous: Number of ponds where frogs attend before the beginning of the translocations in a given season, wether they steem a spontaneous colonization or from previous introductions.
Indications of Reproduction: Number of ponds in which amplexus are detected, eggs or larvae of some days.
Larvae: Number of ponds with presence of larvae in advanced stages of development.
Recent metamorphics: Number of ponds with emergency verified of little frogs.

El análisis estadístico realizado (χ^2) para el conjunto de los años de estudio (tabla II) no refleja, sin embargo, diferencias significativas entre años para ninguno de los parámetros estudiados, a excepción de la presencia de larvas en avanzados estadios de desarrollo (p= 0.025). En 2004 se detecta un descenso en la proporción de charcas con renacuajos, habiendo finalizado las traslocaciones de larvas en 2003.

	χ^2	p-exacta
Espontáneos	7.985	0.089
Indicios reproducción	2.876	0.603
Larvas	10.827	0.025 *
Metamórficos	8.986	0.061

Tabla II. Resultados del análisis estadístico aplicado a los datos de la figura 2 (*significativo).
Table II. Results of the statistical analysis applied to the data of the figure 2 (*significant).

El escaso número de enclaves disponibles para la especie al comienzo del estudio condiciona los datos obtenidos a partir de los cantos, concentrándose entonces la población en el embalse de Gurelesa (figura 4). Las medias y máximos de machos cantores más bajos se estimaron en 1999, coincidiendo con las pésimas condiciones que presentaba dicho embalse. La escasez de enclaves ha imposibilitado el análisis estadístico comparativo para el primer periodo (1998-2000), por lo que éste se ha aplicado al período 2001-2006. Al iniciarse el Plan de Gestión (2000-02) se construyó el 88 % de los humedales, intensificándose las traslocaciones, lo que produjo un aumento en el número de machos que acudían a las charcas, alcanzándose las mayores medias. A pesar de las fluctuaciones observadas no se han encontrado diferencias significativas entre años para la media de cantos, ni para el máximo (ANOVA promedio de cantos: $F_{1,75}$= 0.956; p= 0.450; ANOVA máximo de cantos: $F_{1,75}$= 1.298; p= 0.274).

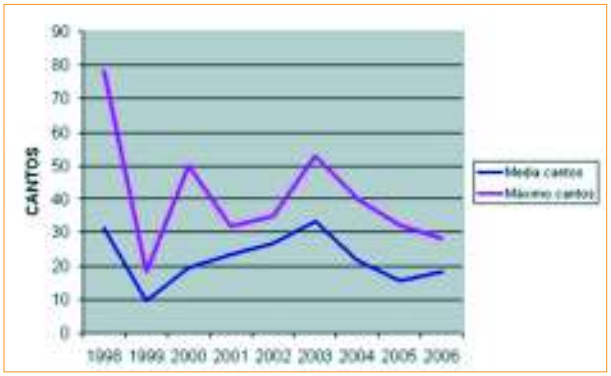


Figura 4. Media y máximo interanual de cantos en una charca-tipo de Mendizorrotz en el periodo 1998-2006.

Figure 4. Average and yearly maximum of songs in a pond-type of Mendizorrotz in the period 1998-2006.

DISCUSIÓN

El Plan de Recuperación de la ranita meridional comenzó con la creación simultánea de varias charcas de la Primera Fase del Plan de Gestión (1998-2002). En años posteriores se ha ralentizado el proceso y, de no completarse la red de enclaves de reproducción prevista, los pequeños núcleos nuevos en la parte occidental y en la cara norte del Macizo corren un grave peligro de desaparición, debido a su escasa entidad y al aislamiento derivado de la distancia entre los mismos. Además, las deficiencias y en general su escasa profundidad amenazan con la colmatación vegetal de los humedales. Por su parte, el proceso de naturalización de las charcas creadas continúa, habiéndose identificado especies botánicas de interés en Gipuzkoa, y son numerosas las especies de fauna, incluidas las del resto de anfibios de la comunidad local (figura 5), las que se han visto beneficiadas.

Figura 5. *Pelophylax perezi* junto a *Hyla meridionalis* en una nueva charca.
Figure 5. *Pelophylax perezi* close to *Hyla meridionalis* in a new pond.

Al valorar la marcha del Plan de Gestión el acceso espontáneo de los adultos refleja un asentamiento positivo de la especie en los nuevos núcleos, lo que constituye un primer paso hacia su consolidación. El intercambio de ejemplares, corroborado para los humedales de la parte suroriental de Mendizorrotz (obs. pers.), ayuda al necesario flujo genético entre núcleos, pero se ve dificultado en otras áreas del cordal por la falta de charcas anteriormente comentada. Un primer análisis del proceso de colonización de las charcas habilitadas apunta a que la ranita meridional, como otros anfibios (TEJEDO, 2003), sigue un patrón de tipo metapoblacional (RUBIO & ETXEZARRETA, 2003b). La consolidación de los núcleos exige su intercomunicación mediante un hábitat terrestre (HITCHINGS & BEEBEE, 1998; KUPFER & KNEITZ, 1999; LEHTINEN *et al.*, 1999; ALARCOS *et al.*, 2003) recuperado al efecto, ya que en muchas zonas ha dejado de ser funcional para la especie, por su excesiva humanización (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998b, 2003; RUBIO & ETXEZARRETA, 2003b).

La ranita meridional ha respondido a la creación de charcas de reproducción y, en buena medida, a las traslocaciones efectuadas, apreciándose un aumento significativo al inicio del plan en el número de machos que acuden a las charcas. En el periodo 2001-2006 se estabilizan la media y los máximos de los cantos. El reclutamiento en general ha sido bajo, con excepciones puntuales en 2002, no alcanzando en el conjunto de las charcas y en ningún año los datos obtenidos en 2001, cuando la población se concentraba en el embalse de Gurelesa. La desproporción entre los indicios de reproducción detectados y el número mucho menor de charcas donde posteriormente se han detectado larvas y metamórficos ha aumentado en las últimas temporadas. Sin embargo, los resultados de los primeros años podrían estar sesgados por la traslocación a los enclaves reproductores recién conformados de miles de larvas, criadas en semicautividad hasta 2003, que completaron la metamorfosis en los nuevos biotopos. La escasa detección de metamórficos (figura 6) ha podido deberse a una emergencia pobre y espaciada en el tiempo, que puede estar relacionada con la propia dinámica poblacional de la especie y/o con el crecimiento exhuberante de la vegetación de orla, que dificulta la localización de los crípticos y diminutos ejemplares. En cualquier caso, la aparente involución en los resultados de la marcha del Plan, en lo referente al éxito reproductivo de la especie en las últimas temporadas, contrasta con el tamaño de la población, que parece mantenerse estable en los últimos años. Las variaciones detectadas y la aparente tendencia negativa en la marcha de estos primeros años del Plan de Gestión no presentan significación estadística, pudiendo estar relacionadas con las habituales fluctuaciones naturales y periódicas de las poblaciones de anfibios, producidas por variables ambientales o genéticas no controladas (TEJEDO, 2003), y por las propias incidencias y limitaciones de la puesta en práctica de las medidas de gestión, como las reintroducciones en un hábitat por el momento no estructurado para hacer frente con garantías al comportamiento metapoblacional del anfibio.

Figura 6. Juvenil de *Hyla meridionalis* sobre la vegetación que rodea la charca en la que ha realizado la metamorfosis.
Figure 6. Juvenile of *Hyla meridionalis* on the vegetation that surrounds the pond in which the metamorphosis has taken place.

La destrucción del hábitat, causa principal del declive histórico de la ranita meridional en Mendizorrotz (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a, 1998b), todavía no ha cesado, habiéndose constatado durante el periodo de estudio alteraciones antropogénicas, como talas a matarrasa, obras ilegales, destrucción de la vegetación de orla e incendios intencionados. Entre otros factores de amenaza destaca la introducción de especies exóticas (cangrejos, carpines y galápagos), que afecta, o lo ha hecho, al 41,18 % de las charcas (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a, 1998b, 2003). En algún enclave incluso ha truncado el éxito reproductor de *Hyla meridionalis* (RUBIO & ETXEZARRETA, 2003b). Esta amenaza ha sido ampliamente constatada en diversas poblaciones de anfibios (ver por ejemplo: BEEBEE, 1997; LIZANA & BARBADILLO, 1997; BAKER & HALLIDAY, 1999; BRESSI & STOCH, 1999). Concretamente *H. arborea*, especie que comparte rasgos ecológicos con *H. meridionalis*, ha sido considerada muy sensible a la presencia de peces (BRESSI & DOLCE, 1993; ILDOS & ANCONA, 1994). El problema es sumamente preocupante y requiere la toma de medidas de erradicación, así como emprender una campaña de concienciación social.

Figura 7. Riesgo de atropello en Igara (Donostia). Con puntos negros se indican los lugares donde se localizaron individuos atropellados. Con trazo rojo se han marcado los tramos de mayor riesgo, y en amarillo los de riesgo menor, comparado con éste. En azul se han coloreado las pistas que, por su cercanía a las charcas, suponen un riesgo potencial para la especie.

Figure 7. Risk of being run over in Igara, Donostia. Black points indicate the places where individuals were located run over. Sections with a greater risk have been marked with a red line, and those in comparison with a lower risk have been marked in yellow. Trails which mean a potential risk for the species due to the proximity to the ponds have been marked in blue.a

Por otra parte, se ha comprobado la incidencia del tráfico sobre la ranita en el Macizo, en una serie de tramos controlados de carreteras y pistas, en los que se ha detectado mortalidad por atropellos (figura 7). Los viales se han clasificado en función del peligro de atropello real y potencial existente. Los trazados en rojo, donde se ha localizado el mayor número de individuos vivos o aplastados, coinciden con las áreas de conectividad entre las charcas más pobladas, en las que además el tráfico rodado nocturno es moderado. La colocación de señalización vertical de "peligro ranas" y de badenes para la reducción de la velocidad de tránsito, así como una campaña paralela de sensibilización, podrían reducir considerablemente esta amenaza.

Para poder tener una visión global de la situación, no podemos obviar la caracterización molecular de la especie realizada al amparo del Plan de Gestión. Los resultados indican un origen filético africano y una baja variabilidad genética que permitiría, en su caso, la traslocación de individuos desde las poblaciones más afines, que son las del núcleo nororiental (Cataluña y sur de Francia) (RECUERO *et al.*, 2007).

En la gestión de cualquier población amenazada, y sobre todo si se trata de una especie "en peligro de extinción", han de evitarse en lo posible todos aquellos factores potenciales de amenza que se puedan controlar, ya que el propio azar o sus dinámicas poblacionales pueden colocar a las especies en una situación crítica e incluso producir la extinción de poblaciones (BIEK *et al.*, 2002). Sin embargo, en la gestión realizada hasta ahora se ha trabajado en diferentes temporadas en las charcas dentro del periodo reproductor, no habiéndose corregido deficiencias importantes en algunas de ellas y sin tomarse medidas para reducir el riesgo de atropellos en los puntos negros. Tampoco se ha actuado con diligencia ante agresiones producidas contra el medio, que han supuesto la destrucción y/o alteración del hábitat de la ranita. De todas formas, en lo referente a la protección del hábitat terrestre la Normativa Foral (DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA, 1999, 2001, 2003, 2004, 2005) recoge una banda perimetral de 100 m de radio alrededor de las charcas, insuficiente para una especie que puede alejarse centenares de metros de las mismas (RUBIO & ETXEZARRETA, 2003a). SEMLITSCH & BODIE (2003), tras el estudio realizado con diferentes especies de anfibios, sugieren bandas de protección de varios centenares de metros alrededor de los humedales. En este sentido, se debería proteger la red de charcas en su conjunto, incluyendo las vías de dispersión y las áreas de comunicación entre enclaves, que en muchos casos en Mendizorrotz están íntimamente ligadas a los cursos fluviales.

El objetivo final que pretende el Plan de Gestión de la ranita es recuperar, al menos, el área potencial de distribución conocida para la especie en Gipuzkoa, creando una red de charcas a lo largo del macizo de Mendizorrotz y logrando, al mismo tiempo, un número de efectivos suficiente que haga viable la supervivencia de la población. En cambio, tras ocho temporadas de aplicación (1999-2006), el futuro de la especie no parece asegurado y los factores de amenaza que aconsejaron su catalogación persisten. Se considera necesario el seguimiento de las poblaciones durante series largas de años para poder determinar el éxito de las medidas materializadas en el Plan (TEJEDO, 2003; RUBIO & ETXEZARRETA, 2003b). En la actualidad se está todavía lejos de alcanzar este objetivo, por lo que es necesario seguir trabajando, sobre todo en la creación de nuevas tramas de charcas interconectadas y en la conservación del hábitat global de la especie.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Alberto Gosá sus revisiones y consejos. A la Asociación Naturalista Haritzalde el esfuerzo realizado en la defensa de esta especie, especialmente en el ámbito de la sensibilización de la sociedad, sin el cuál probablemente no se hubieran puesto en marcha medidas de conservación. Asimismo, quisiéramos agradecer al técnico de la Diputación Foral de Gipuzkoa D. Iñigo Mendiola Gómez, responsable de la protección de las especies amenazadas en Gipuzkoa, por la gestión realizada en la conservación de esta especie.

BIBLIOGRAFÍA

ALARCOS, G., ORTIZ, M.E., LIZANA, M, ARAGÓN, A. & FERNÁNDEZ, M.J. 2003. La colonización de medios acuáticos por anfibios como herramienta para su conservación: el ejemplo de Arribes del Duero. *Munibe, Cienc. nat. (Suplemento/Gehigarria)*, 16: 114-127.

BAKER, J.M.R. & HALLIDAY, T.R. 1999. Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal*, 9: 55-63.

BEEBEE, T.J.C. 1997. Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years and chalk downland in Sussex, England. *Biological Conservation*, 81 (3): 215-219.

BIEK, R., FUNK, W.C., MAXELL, B.A. & SCOTT MILLS, L. 2002. What is missing in amphibian research: insights from ecological sensitivity analysis. *Conservation Biology*, 16 (3): 728-734.

BRESSI, N. & DOLCE, S. 1993. Primi dati sulla situazione e la salvaguardia degli anfibi in provincia di Trieste. *Quaderni Civico Estazione Idrobiologia*, 19: 93-100.

BRESSI, N. & STOCH, F. 1999. Karstic ponds and pools: history, biodiversity and conservation. In: *Ponds and pond landscapes of Europe*. J. Boothby (Ed.): 39-52. The Pond Life Project. Garstang Lancashire, U.K.

DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA. 1999. Orden Foral de 10 de noviembre de 1999, por la que se aprueba el Plan de Gestión de la Ranita Meridional (*Hyla meridionalis*) y se dictan normas complementarias para su protección (*BOG* nº 221:16.797-16.803, de 18.11.99).

DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA. 2001. Orden Foral del 28-05-01, por la que se incluye nuevo apartado en O.F. de 10-11-99 por la que se aprueba el Plan de Gestión de la Ranita Meridional y normas complementarias de protección (*BOG* nº 120: 11.790, de 22-06-01).

DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA. 2003. Orden Foral de 23 de mayo de 2003, por la que se establece un catálogo de la Red de nuevos Enclaves de Reproducción de la Ranita Meridional (*Hyla meridionalis*) en Gipuzkoa (*BOG* nº 105: 11.790, de 05.06.03).

DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA. 2004. Orden Foral de 14 de mayo de 2004, por la que se establece el catálogo de la Red de nuevos Enclaves de Reproducción de la Ranita Meridional (*Hyla meridionalis*) en Gipuzkoa (*BOG* nº 101: 10.353, de 31.05.04).

DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA. 2005. Orden Foral de 23 de diciembre de 2005, por la que se establece el catálogo de la Red de nuevos Enclaves de Reproducción de la Ranita Meridional (*Hyla meridionalis*) en Gipuzkoa (*BOG* nº 35: 4.376, de 21.02.06).

EKOS, S.L. 2001. *Programa de Seguimiento 2001*. Plan de Gestión de la Ranita Meridional (*Hyla meridionalis,* Boettger, 1874). Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 93 pp. Inédito.

EKOS, S.L. 2004. *Programa de Seguimiento 2004*. Plan de Gestión de la Ranita Meridional (*Hyla meridionalis*, Boettger, 1874). Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa. Inédito.

EKOS, S.L. 2005. *Programa de Seguimiento 2005*. Plan de Gestión de la Ranita Meridional (*Hyla meridionalis*, Boettger, 1874). Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa. Inédito.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X. 1998a. *Análisis de la situación de la ranita meridional* (Hyla meridionalis) *en Mendizorrotz, año 1998*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 90 pp. Inédito.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X. 1998b. Notas sobre la biología reproductora y situación actual de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*, Boettger, 1874) en el País Vasco. *Munibe*, 50: 77-83.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X. 1998c. *Prácticas de introducción de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz, año 1998*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 2 pp. Inédito.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X. 1999. *Campaña de reintroducción de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz, año 1999*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 4 pp. Inédito.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X. 2002a. Plan de Reintroducción y seguimiento de la ranita meridional *(Hyla meridionalis)* en Mendizorrotz (Gipuzkoa, País Vasco). Primera Fase (1998-2000). *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Alava*, 17: 179-188.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X. 2002b. *Plan de Reintroducción de la ranita meridional* (Hyla meridionalis) *en Mendizorrotz, (año 2002)*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 100 pp. Inédito.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X. 2003. Causas de la regresión en el período 1978-1998 y situación actual de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz (Gipuzkoa, País Vasco). *Munibe, Cienc. nat. (Suplemento/Gehigarria)* nº 16: 146-159.

ETXEZARRETA, J. & TXINTXURRETA, A. 2004. *Plan de Reintroducción de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz, (año 2004)*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 99 pp. Inédito.

GARCÍA-PARIS, M. 1997. *Hyla meridionalis* Boettger, 1874. In: Gasc, J.P. (Ed.). *Atlas of Reptiles and Amphibians of Europe.* Societas Europaea Herpetologica. París, pp. 126-127.

GOBIERNO VASCO. 1996. *Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina*, Decreto 167/1996, de 9 de Julio (B.O.P.V. nº 140, de 22.07.96).

HITCHINGS, S.P. & BEEBEE, T.J.C. 1998. Loss of genetic diversity and fitness in common toad (*Bufo bufo*) populations isolated by inimical habitat. *Journal of Evolutionary Biology*, 11: 269-283.

ILDOS, A. & ANCONA, N. 1994. Analysis of amphibian habitat preferentes in a farmland area (Po plain, Northern Italy). *Amphibia-Reptilia*, 15 (3): 307-316.

KUPFER, A. & KNEITZ, S. 1999. Coloninisation processes and population dynamics of amphibians and semi-natural ponds within an agricultural landscape. In: *Ponds and pond landscapes of Europe.* J. Boothby (Ed.): 161-168. The Pond Life Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.

LEHTINEN, R.M., GALATOWITSCH, S.M. & TESTER, J.R. 1999. Consequences of Habitat loss and fragmentation for Wetland amphibian assemblages. *Wetlands*, 19 (1): 1-12.

LIZANA, M. & BARBADILLO, L.J. 1997. Legislación, protección y estado de conservación de los anfibios y reptiles españoles. In: *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Pleguezuelos, J. M. (Ed.): 477-516. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada & Asociación Herpetológica Española. Granada.

MARQUEZ, R. & MATHEU, E. 1998. *Guía sonora de las Ranas y Sapos de España y Portugal*. Ed. Alosa.

MARQUEZ, R. & MATHEU, E. 2004. *Guía sonora de las Ranas y Sapos de España y Portugal (nueva edición ampliada)*. Ed. Alosa.

RECUERO, E., IRAOLA, A. RUBIO, X., MACHORDOM, A. & GARCÍA-PARÍS, M. 2007. Mitochondrial differentiation and biogeography of *Hyla meridionalis* (Anura: *Hylidae*): an unusual phylogeographical pattern. *Journal of Biogeography*, 34: 1207-1219.

RUBIO, X. & ETXEZARRETA, J. 2003a. *Plan de Reintroducción de la ranita meridional (Hyla meridionalis) en Mendizorrotz, (año 2003)*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 100 pp. Inédito.

RUBIO, X. & ETXEZARRETA, J. 2003b. Plan de reintroducción y seguimiento de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz (Gipuzkoa, País Vasco) (1998-2003). *Munibe, Cienc. nat. (Suplemento/Gehigarria)*, 16: 160-177.

SEMLITSCH, R.D. & BODIE, J. R. 2003. Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles. *Conservation Biology*, 17 (5): 1219-1228.

TEJEDO, M. 2003. El declive de los anfibios. La dificultad de separar las variaciones naturales del cambio global. *Munibe, Cienc. nat. (Suplemento/Gehigarria)* nº 16: 20-43.

TELLERIA, J.L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces.

Foto: Manu Océn

Avaliação e caracterização da comunidade de anfíbios da Serra de Ossa (Alentejo, Portugal)

Ana Vanessa Alves & Paulo Sá-Sousa

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	250-261	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Avaliação e caracterização da comunidade de anfíbios da Serra de Ossa (Alentejo, Portugal)

Evaluation and characterization of the amphibian community from Serra de Ossa (Alentejo, Portugal)

Ana Vanessa Alves[1*] & Paulo Sá-Sousa[1]
[1]Unidade de Biologia da Conservação, Departamento de Biologia, Universidade de Évora, Pólo da Mitra, 7002-554 Évora, Portugal
*ana.vanessa.alves@gmail.com

RESUMO

Este estudo decorreu na Serra de Ossa onde se verificou a ocorrência de 11 espécies de anfíbios (*Alytes cisternasii, Bufo bufo, Bufo calamita, Discoglossus galganoi, Hyla meridionalis, Pelobates cultripes, Pleurodeles waltl, Rana perezi, Salamandra salamandra, Lissotriton boscai e Triturus pygmaeus*) num total de 646 indivíduos amostrados. Segundo os testes de constância de ocorrência, *Bufo calamita* e *Hyla meridionalis* foram consideradas as espécies comuns da área estudada. Foi analisada a riqueza e diversidade específicas e equitabilidade para cada tipo de paisagem, tendo-se atingido os valores mais elevados no montado denso. As espécies distribuíram-se de um modo significativamente desigual pelos tipos de paisagem e pelos diferentes locais aquáticos. Posteriormente, averiguou-se a existência de associações entre as espécies e os respectivos habitats de ocorrência. Ao contrário do que seria de esperar, a diversidade paisagística por quadrícula 1x1 km, não se correlacionou com os parâmetros ecológicos da comunidade de anfíbios. Este estudo pretende estabelecer uma situação de referência que possa ser tida em conta em futuros estudos e planos de conservação da comunidade de anfíbios da Serra de Ossa.

PALAVRAS-CHAVE: anfíbios, diversidade, ecologia, habitat, Serra de Ossa.

ABSTRACT

This study took place in Serra de Ossa, where 11 species were identified (*Alytes cisternasii, Bufo bufo, Bufo calamita, Discoglossus galganoi, Hyla meridionalis, Pelobates cultripes, Pleurodeles waltl, Rana perezi, Salamandra salamandra, Lissotriton boscai e Triturus pygmaeus*) in a total of 646 individuals sampled. Following the constancy occurrence method *Bufo calamita* and *Hyla meridionalis* were considered as common species in the study area. Richness, diversity and equitability of species were analysed for each type of landscape, where montado gathered higher values. Species were distributed in a significantly unequal way through the different types of landscapes and aquatic places. The existence of associations between species and habitats of occurrence were evaluated. In contrast to what was expected, there was no correlation between landscape diversity for each 1x1 km square and amphibian's community ecological parameters. This study pretends to establish a reference situation that may be taken into account in future studies and management plans for the amphibian community of Serra de Ossa.

KEY WORDS: amphibians, diversity, ecology, habitat, Serra de Ossa.

LABURPENA

Ikerketa hau Ossa Mendian egin zen, non 11 espezie identifikatu ahal izan baitziren (*Alytes cisternasii, Bufo bufo, Bufo calamita, Discoglossus galganoi, Hyla meridionalis, Pelobates cultripes, Pleurodeles waltl, Rana perezi, Salamandra salamandra, Lissotriton boscai eta Triturus pygmaeus*), lagintzat hartutako 646 banakoetatik guztira. Gaur erabilia den metodoari jarraiki, *Bufo calamita* eta *Hyla meridionalis* ikerketa-esparruko espezie arruntak zirela ondorioztatu zen. Espezieen oparotasun, dibertsitate eta banaketa-berdintasuna ikertu ziren paisaia-mota bakoitzerako, non montadok baliorik altuenak erdietsi baitzituen. Espezieak modu aski diferentean banatuta agertzen ziren, paisaia-mota ezberdinen eta ur-guneen arabera. Espezieen eta habitaten arteko elkarketak kontuan hartu ziren. Espero zitekeenaren kontrara, paisaiako dibertsitatearen (1x1 kilometro karratuko) eta anfibio-komunitateari antzemandako parametro ekologikoen arteko korrelaziorik batere ez zegoen. Ossa Mendiko anfibio komunitaterako geroan egin litezkeen kudeaketa-planetan eta ikerketetan aintzat hartzeko moduko eredu bat finkatzea du helburu ikerketa honek.

GAKO-HITZAK: anfibioak, dibertsitatea, ekologia, habitata, Ossa Mendia

INTRODUÇÃO

O sucesso dos planos de gestão e conservação da biodiversidade passa pelo melhor conhecimento dos seus habitats preferenciais de ocorrência e das espécies prioritárias para preservação (Stumpel, 2004). Para tal, é essencial a recolha de informações de base sobre a ecologia das comunidades existentes num determinado local e/ou ecossistema (Corn & Bury, 1990). Deste modo, torna-se necessário não só conhecer a área de distribuição como o tipo de habitat onde ocorrem as espécies para que habitats importantes para a sua ocorrência não sejam destruídos. Ao longo dos últimos anos, têm surgido numerosos estudos que contribuíram para alargar os conhecimentos sobre os padrões de distribuição, comportamento e ecologia dos anfíbios em Portugal (Pargana *et al.*, 1996; Teixeira, 1997; Sequeira *et al.*, 2003; Soares *et al.*, 2005). Numerosos estudos têm revelado que a diversidade biológica está fortemente relacionada com o tipo de habitat/biótopo (Cunha & Rego, 2005). Ademais, estando a intervenção humana cada vez mais disseminada, há que considerar o

potencial desaparecimento de zonas fulcrais para a existência das espécies, uma vez que uma das maiores ameaças para os anfíbios consiste na perda de habitats (CUSHMAN, 2006).

Os anfíbios possuem ciclos biológicos complexos, alternando fases aquáticas e terrestres. Esta dependência implica uma limitação ecológica que condiciona a sua ocorrência junto de zonas húmidas, como charcas, tanques, poços, linhas de água e terrenos alagados, e faz destes animais um grupo particularmente sensível às alterações no habitat (ALFORD & RICHARDS, 1999). De igual modo, a dependência de diferentes biótopos aquáticos e terrestres, implica uma conexão espacial entre estes e, consequentemente, há que ter em conta a preservação destes corredores quando se querem conservar as populações de anfíbios (GUERRY *et al.*, 2001; LESBARRÈRES *et al.*, 2003).

É durante o período de reprodução que os anfíbios são mais facilmente observados e, por exemplo, os machos de anuros se ouvem nos charcos ou noutros pontos de água, sendo nesta época possível tanto a observação dos adultos reprodutores como das posturas e larvas. Qualquer massa de água, com excepção das excessivamente salinas ou poluídas, pode ser usada para a reprodução dos anfíbios (POUGH *et al.*, 1998). No entanto, poucas são as espécies generalistas e a grande maioria selecciona os locais de ocorrência e reprodução de acordo com as suas características (ALMEIDA *et al.*, 2001).

Na Serra de Ossa a plantação de eucaliptos tem vindo a crescer tornando-a a maior plantação de eucaliptos contínua de Portugal (LIMA *et al.*, s/data). Consequentemente, a perda e fragmentação de paisagem natural parece constituir o factor de maior ameaça para os vertebrados desta região. Assim, é pertinente avaliar a ocorrência e ecologia das diferentes espécies de anfíbios nesta área e conhecer o quanto antes o estado das suas populações, de forma a diagnosticar o grau de ameaça em que se encontram. Neste contexto, o presente trabalho pretende elucidar os padrões de associação existentes entre as diferentes espécies de anfíbios e o tipo de habitats onde ocorrem. Com esse intuito, procedeu-se à inventariação das espécies de anfíbios existentes na Serra de Ossa e, posteriormente, analisaram-se as relações entre essas espécies e os habitats de ocorrência. Este trabalho permitiu também obter dados ecológicos quantitativos sobre a comunidade de anfíbios para os diversos habitats definidos e locais de ocorrência. Desta forma, o presente estudo estabelece informação de base acerca dos anfíbios desta região que futuramente permitirá desenvolver planos de conservação e de gestão dos habitats e das espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo, com 6116 ha, situa-se no município do Redondo integrando-se na parte sudoeste da Serra de Ossa (figura 1). A amostragem decorreu entre Março e Abril de 2006. A área de estudo foi dividida em quadrículas de 1x1 km (UTM), das quais se amostraram 39 (ver anexo I). Na área, a paisagem é composta de manchas marcadamente distintas, onde se incluem parcelas de eucaliptal, pinhal, terrenos agrícolas, pastos, zonas alagadiças e parcelas mais extensas de montado esparso e de montado mais denso. O montado de sobro (*Quercus suber*) ocorre nas zonas mais elevadas, a norte da área de estudo (ombrótipo sub-húmido), enquanto o montado de azinho (*Quercus rotundifolia*) ocorre mais a sul da área (ombrótipo seco), na zona menos elevada e com características mais áridas (Vila-Viçosa, com. pess.). Em cada quadrícula identificaram-se os tipos de paisagem ("habitats") predominantes recorrendo à interpretação de ortofotomapas e cartas militares, confirmando-se posteriormente a sua classificação no terreno.

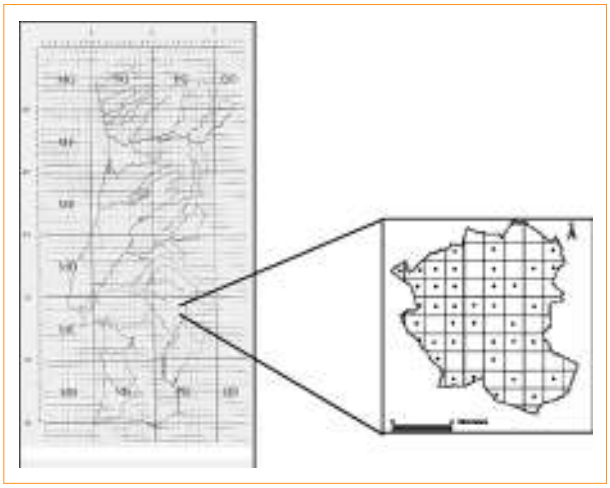


Figura 1. Localização da grelha de quadrículas UTM 1x1 km da área estudada no mapa de quadrículas UTM 10x10 km. As quadrículas assinaladas correspondem às 39 quadrículas amostradas.

Figure 1. Location of the UTM 1x1 km grid cells of the studied area in the UTM 10x10 km grid map. The signed cells are the 39 sampled cells.

A amostragem decorreu em dias/noites húmidos/chuvosos com temperaturas amenas. A identificação das espécies de anfíbios baseou-se em guias de referência: BARBADILLO *et al.* (1999) e ALMEIDA *et al.* (2001). Dados os diferentes biótopos de ocorrência e modos de vida dos anfíbios recorreu-se a várias metodologias de amostragem (CORN & BURY, 1990): arrastos (com rede de camaroeiro) em linhas e massas de água, transectos rodoviários, identificação por observação directa e bioacústica. A identificação dos indivíduos por pontos de escuta foi apoiada pelo guia sonoro de anu-

ros de MÁRQUEZ & MATHEU (2004). O número de larvas num determinado local foi estimado de forma a não sobrevalorizar o número efectivo de adultos, tendo sido contabilizadas como o número mínimo de dois indivíduos adultos (correspondentes aos seus progenitores).

Para cada indivíduo registou-se a espécie e o estádio de desenvolvimento (postura, larva ou adulto). Registou-se também o "habitat" de ocorrência – matos/pastagens, eucaliptal, montado denso (*i.e.* com cobertura arbórea e arbustiva mais densas), montado pouco denso (*i.e.* com cobertura arbórea mais esparsa e pouco substrato arbustivo), formação mista (*i.e.* parcelas onde se encontram três ou mais espécies arbóreas sem padrão definido), olival, pinhal, zambujal e vinhas. Foi também registado o tipo de habitat aquático onde podiam ser observados anfíbios: linha de água de pequena dimensão ou de escorrência (largura <0,5 m), linha de água de dimensão média (largura de 0,5-1,5 m), linha de água de grande dimensão (largura >1,5 m), poças, charcos (diâmetro <10 m), charcas/pequenas albufeiras (diâmetro >10 m), poço/nora. Por último, anotou-se a observação de animais realizada em estradas e o método que permitiu a identificação dos indivíduos. Quando não foi possível discernir o "habitat" de ocorrência (no caso da amostragem por bioacústica), este foi referenciado como NI (não identificado).

Tratamento dos dados

A constância de ocorrência (C) das diferentes espécies na amostragem foi definida através do cálculo do índice de constância (DAJOZ, 1972) através da fórmula C= n * 100/N, sendo n o número de locais onde foi observada a espécie e N o número total de locais amostrados (39 quadrículas). De acordo com os valores de C, uma espécie é considerada: a) comum quando presente em mais de 50% da amostragem; b) relativamente comum (25%-50% da amostragem) e c) rara (> 25% da amostragem).

Para cada tipo de habitat foram estimadas a abundância, a riqueza específica (S), a equitabilidade (E) e a diversidade específica de Shannon-Wiener (H). Em cada quadrícula foi quantificada a diversidade da paisagem (i.e. dos diferentes tipos de habitats ocorrentes) através do índice de diversidade de Simpson (SIDI) traduzido pela equação: $SIDI = 1 - \sum_{i=1}^{n} p_i^2$ (CUNHA & REGO, 2005). Este índice varia de 0 a 1, sendo que para valores iguais a 0 a paisagem é unicamente constituída por um tipo de habitat ou mancha. Uma vez que a heterogeneidade da paisagem interfere na diversidade biológica (CUNHA & REGO, 2005), avaliou-se a relação entre a diversidade de habitats (SIDI) e os valores de riqueza e diversidade específicas, abundância e equitabilidade através do teste de correlação de Spearman.

Para averiguar se a distribuição dos anfíbios pelos "habitats" de ocorrência era proporcional à efectiva frequência destes na área de estudo, foram efectuados testes G (SOKAL, 1998). A hipótese nula utilizada neste teste não paramétrico foi que a distribuição das frequências totais dos anfíbios pelos diferentes "habitats" de ocorrência estava de acordo com a proporção de "habitats" observada na área de estudo. Procedeu-se ao mesmo teste G para analisar individualmente cada um dos nove tipos de paisagem e das 11 espécies definindo, assim, situações de evitamento ou preferência, respectivamente, conforme os indivíduos estejam em menor ou maior proporção que o que se esperaria pela proporção de ocupação do habitat. A fórmula do teste *G* é: $G = 2\sum O_i \cdot \ln\left(\frac{O_i}{E_i}\right)$, sendo *Oi* a proporção observada e *Ei* a esperada (SOKAL, 1998). Os testes *G* foram realizados no Microsoft® Excel 2002.

Foi ainda realizada uma análise de variância (ANOVA) não-paramétrica de *Kruskal-Wallis* (MAROCO, 2003) para avaliar a existência de diferenças significativas entre a ocorrência das espécies nos diferentes locais aquáticos. O teste de *Kruskal-Wallis* e a correlação de Spearman foram efectuados no programa *SigmaStat* 2004 versão 3.10.

RESULTADOS

Das 19 espécies de anfíbios ocorrentes em Portugal registaram-se 11 na área de estudo, tendo-se observado quatro espécies de urodelos (Caudata: Salamandridae) e sete de anuros (Anura: cinco famílias). Assim, das 12 espécies potenciais para a Serra de Ossa (ALMEIDA *et al.*, 2001; MALKMUS, 2004), apenas não foi possível observar a rela-comum, *Hyla arborea*. A aplicação das diferentes metodologias permitiu registar um total de 646 indivíduos para as 39 quadrículas (ver anexo I).

Na tabela I observa-se que o maior número de registos é obtido essencialmente por três espécies – *Hyla meridionalis*, *Bufo calamita* e *Rana perezi* – e o menor número verifica-se para Discoglossus galganoi, *Triturus pygmaeus* (unicamente sob forma larvar), *Bufo bufo* e *Pleurodeles waltl*. O maior número de registos é constituído por indivíduos adultos e o menor diz respeito a posturas (apenas oito). A metodologia que permitiu registar um maior número de anfíbios foi a bioacústica (423 indivíduos), enquanto que a que obteve um menor número de observações foi a realização de transectos rodoviários.

	ESTÁDIO			MÉTODO				
Espécies	**A**	**L**	**P**	**A**	**CR**	**OD**	**PE**	**Total**
Caudata								
LB	18	2	2	3	0	19	0	22
PW	5	2	0	0	0	7	0	7
SS	1	18	0	14	0	5	0	19
TP	0	4	0	4	0	0	0	4
Anura								
AC	4	34	0	22	0	12	4	38
BB	1	4	0	4	1	0	0	5
BC	110	36	5	12	22	30	87	151
DG	4	0	0	0	0	3	1	4
HM	261	10	1	10	0	5	257	272
PC	8	14	0	8	7	6	1	22
RP	100	2	0	3	0	26	73	102
TOTAL	**512**	**126**	**8**	**80**	**30**	**113**	**423**	**646**

Tabela I. Número total de observações registadas para cada espécie por estádio de desenvolvimento – adultos (A), larvas (L) e posturas (P) – e método de amostragem: (A) arrasto; (CR) transecto rodoviário; (OD) observação directa; (PE) ponto de escuta. Os códigos das espécies são: AC, *Alytes cisternasii*; BB, *Bufo bufo*; BC, *Bufo calamita*; DG, *Discoglossus galganoi*; HM, *Hyla meridionalis*; PC, *Pelobates cultripes*; PW, *Pleurodeles waltl*; RP, *Rana perezi*; SS, *Salamandra salamandra*; LB, *Lissotriton boscai*; TP, *Triturus pygmaeus*.

Table I. Total number of observations per species per stadium of development – adults (A), tadpoles (L) and postures (P) - and per sampling method: (A), dipnet sweep; (CR), road transept; (OD), direct observation; (PE), call survey. The species codes are: AC, *Alytes cisternasii*; BB, *Bufo bufo*; BC, *Bufo calamita*; DG, *Discoglossus galganoi*; HM, *Hyla meridionalis*; PC, *Pelobates cultripes*; PW, *Pleurodeles waltl*; RP, *Rana perezi*; SS, *Salamandra salamandra;* LB, *Lissotriton boscai*; TP, *Triturus pygmaeus*.

O índice de constância indicou duas espécies comuns: *Bufo calamita* (76,92%) e *Hyla meridionalis* (61,54%); duas relativamente comuns: *Rana perezi* (43,59%) e *Alytes cisternasii* (35,90%) e sete raras: *Pelobates cultripes* (20,51%), *Salamandra salamandra* (20,51%), *Discoglossus galganoi* (10,26%), *Lissotriton boscai* (12,82%), *Pleurodeles waltl* (7,69%), *Bufo bufo* (5,13%) e *Triturus pygmaeus* (5,13%).

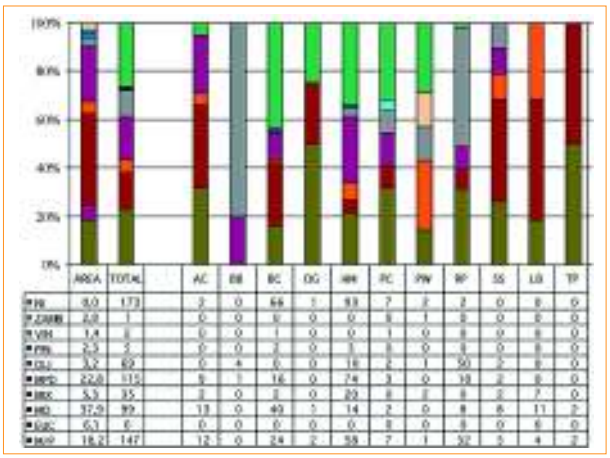


Figura 2. Percentagem de cada tipo de paisagem na área de estudo (ÁREA) e número total de anfíbios (TOTAL) e de indivíduos de cada espécie (ver legenda da Tabela 1) observados nos diferentes tipos de paisagem: NI, não identificado; ZAMB, zambujal; VIN, vinha; PIN, pinhal; OLI, olival; MPD, montado pouco denso; MIX, formação mista; MD, montado denso; EUC, eucaliptal; M/P, matos/pastagens.

Figure 2. Percentage occupied by each habitat in the study area (ÁREA), total number of amphibians (TOTAL) and number of individuals for each species (see legend of Table 1) occurring in each type of landscape: NI, not identified; ZAMB, wild olive forest; VIN, vineyard; PIN, pine forest; OLI, olive forest; MPD, sparse cork oak forest; MIX, mix forest; MD, dense cork oak forest; EUC, eucalyptus forest; M/P, bush/grassland.

Para a totalidade da área amostrada foram definidos nove tipos de paisagem ("habitat" ou uso do solo) (figura 2) com diferentes áreas de ocupação e sete tipos de locais aquáticos para anfíbios (figura 3). Observa-se na figura 2 que, dos tipos de paisagem definidos, aquele que ocupa uma maior superfície no total da área de estudo é o montado denso (37,9 %), seguido do montado pouco denso (22,8 %). No entanto, o elemento paisagístico onde foi registado o maior número de observações foi o constituído por pastagens/matos, onde se registaram 147 anfíbios. Os valores mais baixos de indivíduos observados foram obtidos para o eucaliptal (zero observações), zambujal (um indivíduo) e vinha (dois indivíduos).

Para os sete tipos de locais aquáticos para anfíbios, o maior número de indivíduos foi observado em linhas de água de dimensão média, com 104 registos, e nas charcas/albufeiras, com 82 indivíduos (figura 3). Nas linhas de água de maiores dimensões apenas se registaram dois indivíduos. Salienta-se um maior número de *A. cisternasii* em linhas de água de dimensão média, de *B. calamita* em linhas de água de pequena dimensão e em estradas/estradões, de *H. meridionalis* em linhas de água de dimensão média e de *R. perezi* em charcas/albufeiras e charcos. Para as restantes espécies, o número de registos para a totalidade dos locais aparenta ser mais homogéneo e muitas delas foram pouco encontradas em qualquer um. O maior número (oito) de espécies foi encontrado em poças.

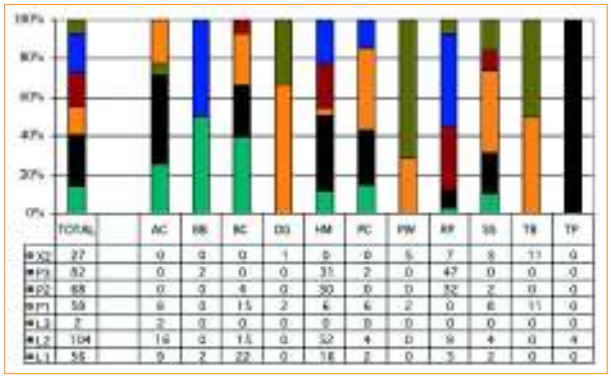


Figura 3. Número de indivíduos de cada espécie (AC, BB, ver legenda da Tabela 1) por local aquático: X2, poços ou noras; P3, charcas/pequenas albufeiras; P2, charcos; P1, poças; L1, linha de água de pequena dimensão ou de escorrência; L2, linha de água de dimensão média; L3, linha de água de grandes dimensões.

Figure 3. Number of individuals of each species (see legend of Table 1) per aquatic place: X2, wells; P3, large ponds; P2, medium ponds; P1, puddles; L1, small brooks; L2, medium rivers; L3, large rivers.

Na tabela II (ou pela figura 2) verifica-se que o maior número de espécies é dado para os matos/pastagens e o menor para o eucaliptal. A diversidade específica variou de H=0,00, para o zambujal e eucaliptal, a H=1,76, para o montado denso, tendo-se registado o valor de H=1,75 para o total da área de estudo. A equitabilidade variou entre E=0,00, para o eucaliptal e zambujal, e E=1, para a vinha.

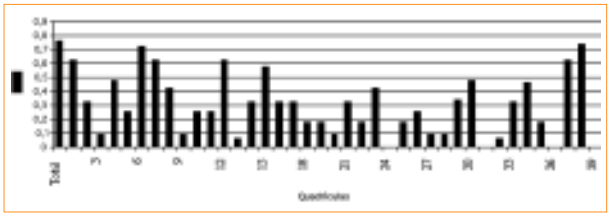


Figura 4. Diversidade da paisagem (Índice de Diversidade de Simpson (SIDI)) calculada para cada quadrícula. A numeração do eixo dos XX corresponde às 39 quadrículas amostradas (ver anexo I). Total, valor da diversidade de paisagem (SIDI) no total da área de estudo.

Figure 4. Landscape diversity (Simpson's diversity index (SIDI)) calculated for each square. The XX axis designations correspond to the 39 squares sampled (see annex I). Total, landscape diversity (SIDI) for the study area.

p=0,05; 1 g.l.), a vinha (G=4,20; p=0,04; 1 g.l.) e o zambujal (G=19,76; p=0,00; 1 g.l.) surgem como evitados.

Na tabela III constam as associações entre as espécies e os respectivos "habitats". O descampado surge como preferido por *A. cisternasii, B. calamita, H. meridionalis, P. cultripes* e *R. perezi.* Já o eucaliptal apresenta-se como um "habitat" evitado por *A. cisternasii, B. calamita, H. meridionalis* e *R. perezi.* O montado denso é evitado por *B. bufo, H. meridionalis, P. cultripes, P. waltl* e *R. perezi* e preferido por *Alytes cisternasii, B. calamita, S. salamandra* e *L. boscai.*

	M/P	EUC	MD	MIX	MPD	OLI	PIN	VIN	ZAMB	TOTAL
S	10	0	9	6	7	6	2	2	1	11
H	1,71	0	1,76	1,30	1,18	0,95	0,67	0,69	0	1,75
E	0,74	0	0,80	0,72	0,60	0,53	0,97	1	0	0,73

Tabela II. Valores de riqueza específica (S), dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H) e de equitabilidade (E) para cada tipo de paisagem (ver legenda da Figura 2) e para a totalidade da área de estudo (TOTAL).

Table II. Values of species richness (S), Shannon-Wiener diversity index (H) and equitability index (E) for each type of landscape (see legend of Figure 2) and for the global study area (TOTAL).

Através da figura 4 conclui-se que a diversidade da paisagem varia bastante ao longo da área amostrada, levando a suspeitar da influência desta variação no padrão ecológico das comunidades. No entanto, não foi observada nenhuma correlação significativa entre o índice de diversidade da paisagem (SIDI) e a diversidade específica (H) (rs=-0,069; p=0,673; n=39), a riqueza específica (S) (rs=-0,022; p=0,892; n=39), a equitabilidade (E) (rs=-0,082; p=0,619; n=39) e o número total de anfíbios por quadrícula (rs=0,134; p=0,414; n=39).

Através dos testes G concluiu-se existirem diferenças significativas na ocupação de sete "habitats" pelos anfíbios: o habitat de matos/pastagens (G=45,39; p=0,00; 1 g.l.) e o olival (G=107,21; p=0,00; 1 g.l.) parecem preferidos pelos anfíbios; ao invés, o eucaliptal (G=59,58; p=0,00; 1 g.l.), o montado denso (G=63,26; p=0,00; 1 g.l.), o pinhal (G=4,02;

Testes G	AC	BB	BC	DG	HM	PC	PW	RP	SS	LB	TP
M/P	+	0	+	0	+	+	0	+	0	0	0
EUC	-	0	-	0	-	0	0	-	0	0	0
MD	0	-	0	0	-	-	-	-	0	0	0
MIX	0	0	0	0	+	0	+	-	0	+	0
MPD	0	0	0	0	+	0	0	-	0	-	0
OLI	0	0	-	0	0	0	0	+	0	0	0
PIN	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0
VIN	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
ZAMB	0	0	-	0	-	0	0	-	0	0	0

Tabela III. Resultados dos testes G realizados a cada um dos tipos de paisagem (ver códigos da Figura 2) para as diferentes espécies (N=473, ver códigos da Tabela 1): Resultados significativos (p <0,05): preferência (+); evitamento (-); Resultado não significativo: 0, a espécie é indiferente ao habitat.

Table III. Results of G tests analysis in each type of landscape (see legend of Figure 2) for the different species (N=473, see legend of Table 1): significant results (p <0.05): preference (+); avoidance (-); not significant results: 0, indifference for the habitat.

No caso do olival, duas espécies apresentam ocorrências antagónicas: *B. calamita* parece evitá-lo e *R. perezi* preferi-lo. O pinhal é apenas evitado por *R. perezi* e a vinha por *H. meridionalis. Bufo calami-*

ta, *H. meridionalis* e *R. perezi* manifestam um evitamento relativamente ao zambujal. A formação mista parece ser seleccionada por *H. meridionalis*, *P. waltl* e *L. boscai*, ao passo que *R. perezi* a evita. Por fim, verifica-se que o montado pouco denso parece ser preferido por *H. meridionalis*, em oposição a *R. perezi* e *L. boscai*, que parecem evitá-lo.

Os resultados da ANOVA de *Kruskal-Wallis* aos diferentes locais aquáticos apoiaram, com uma probabilidade significativa (H=20,73; p=0,002; 6 g.l.), as diferenças observadas entre os vários locais. Após o procedimento de comparações múltiplas – *Parwise Tests* – através do método de Dunn, conclui-se que existem diferenças significativas (p <0,05) entre P3 *versus* X2 e L1 *versus* X2. Para P3 *versus* L2 e L3 *versus* X2 não há diferenças significativas (p >0,05). As restantes comparações não puderam ser testadas.

DISCUSSÃO

A batracofauna amostrada representa 58% do total de espécies nacional e 92% do potencial para a área de estudo. A rela-comum, *Hyla arborea*, não foi observada, apesar de considerada potencial para esta área e se trate de um anuro facilmente detectável pela vocalização forte e distinta. Neste contexto, a sua ausência dever-se-á, possivelmente, ao facto da Serra de Ossa estar no limite meridional da distribuição conhecida desta espécie em Portugal (vide MALKMUS, 2004).

As espécies apresentaram alguma selectividade na sua ocorrência nos diferentes tipos de paisagem. Em 11 espécies observadas, nenhuma foi encontrada em todos os elementos paisagísticos. Porém, *Bufo calamita* e *Hyla meridionalis* foram observados num maior número de elementos paisagísticos (seis em nove), sendo, assim, consideradas comuns pelo índice de constância. Estes resultados apenas retratam o facto destas espécies serem ubiquistas (MALKMUS, 2004), logo presentes num vasto leque de biótopos.

A comunidade de anfíbios estudada revela um conjunto de parâmetros ecológicos bastante heterogéneos, nomeadamente de riqueza e diversidade específicas. A maior diversidade foi encontrada no montado denso e no habitat de matos/pastagens, os quais, embora distintos, partilham um maior número (nove) de espécies em comum. Tal facto apenas demonstra a plasticidade ecológica das espécies ao ocupar a área de estudo. A menor diversidade foi detectada no eucaliptal, onde não se observou qualquer anfíbio. De entre os locais onde foram encontrados anfíbios, os valores mais baixos foram verificados no pinhal e na vinha, onde, contudo, a equitabilidade é elevada. Para "habitats" com maior número de espécies, a maior equitabilidade foi obtida para o montado denso e, seguidamente, para os matos/pastagens, devido à maior semelhança entre as proporções das diferentes espécies. Assim, o montado denso apresenta uma maior diversidade que o descampado.

A bioacústica foi a metodologia que permitiu registar o maior número de indivíduos para a generalidade dos tipos de paisagem. As espécies mais escutadas foram *H. meridionalis*, *B. calamita* e *R. perezi*, o que talvez se deva ao facto de vocalizarem em fortes coros, audíveis a grandes distâncias e ao longo de quase toda a época de reprodução. De entre as sete espécies de anuros identificadas na área, seis foram registadas a vocalizar, mas três delas apresentaram um reduzido número de indivíduos em actividade acústica. De entre os "habitats" amostrados destaca-se o de matos/pastagens pois, apesar de não ser o habitat mais representativo em termos de área de ocupação, é o que apresenta o maior número total de anfíbios, bem como o maior elenco de espécies (dez). A metodologia que mais contribuiu para o número de observações neste habitat e no montado pouco denso foi a bioacústica, talvez devido à audição ser mais fácil em áreas mais abertas. Assim, a detectabilidade das espécies poderá variar de biótopo para biótopo devido às diferentes características biofísicas que cada um possui. Outra razão possível para o maior número de indivíduos em matos/descampado é a de, caracteristicamente, nesta área de estudo, o habitat de matos/pastagens se encontrar mais a sul da área, sendo um local no qual a presença de água devido às actividades humanas (número de poços, charcos em zonas onde se estabelece o gado ou zonas alagadiças) é maior, proporcionando à comunidade de anfíbios locais propícios ao desenvolvimento das suas actividades. No caso do montado denso e montado pouco denso a cobertura arbórea é crucial, já que beneficia a estrutura do solo, o conteúdo em nutrientes e o balanço hídrico, especialmente sob essa cobertura (PINTO-CORREIA & MASCARENHAS, 1999).

As parcelas de paisagem com menor área de ocupação, como é o caso da vinha, do pinhal e do zambujal (por ordem crescente de área de ocupação), apresentaram um número muito reduzido de registos, eventualmente, devido à sua baixa representatividade na área amostrada. Contudo, o zambujal (2,8%) não ocupa uma área muito menor que o olival (3,2%) e, no entanto, a porção de anfíbios num e noutro habitat é bastante díspar, com apenas uma observação para o zambujal e 69 indivíduos para o olival. A abundância de grandes pedras em zambujal, inclusive sob a forma de afloramentos, denuncia a natureza rochosa deste tipo de habitat, que, assim, possui uma menor capacidade de retenção de água (CERDA *et al.*, 1998). Apesar da vinha representar uma pequena área na amostragem, o escasso número de anfíbios que apresenta revela-se curioso, na medida em que, em visitas anteriores às da amostragem deste trabalho, revelou-se um habitat com

uma abundância considerável de *P. cultripes* e, em menor medida, de *B. calamita*. Noutro estudo, decorrente numa área bastante próxima à estudada, VALENTE (2006) refere também a elevada densidade de *P. cultripes* na zona de vinhas.

As diferenças entre as frequências observadas e as esperadas ao longo dos diferentes "habitats" amostrados indicam que há locais preferidos pelas espécies. Na globalidade foram observados menos caudados do que anuros.

Pleurodeles waltl, apenas com sete registos, carece de uma análise consistente. Foi observada em poços e, mais estranhamente embora em reduzido número, em poças. SALVADOR (2002) ressalta o facto de esta espécie preferir massas de água relativamente grandes e profundas, normalmente de carácter permanente.

Embora não se tenha detectado qualquer selecção de "habitat" para *S. salamandra* é importante referir que o número de observações totaliza apenas 19 indivíduos em cinco diferentes tipos de paisagem (montado denso, matos/pastagens, formação mista, montado pouco denso e olival, por ordem decrescente de número de indivíduos). Deve salientar-se o facto de a abundância encontrada para esta espécie na área de estudo ter sido muito baixa, já que se trata de uma espécie que está normalmente entre as mais comuns nos estudos de inventariação em áreas próximas, como a Serra de Monfurado (BAPTISTA & SÁ-SOUSA, 2004, *in prep*). Contudo, esta é uma espécie que, dependendo da região geográfica, apresenta um ou dois períodos de maior frequência de reprodução, um no Outono e outro na Primavera. Assim, uma possível razão para a reduzida abundância verificada poder-se-á prender exactamente com este facto, pois este estudo desenrolou-se na Primavera, sendo que no Alentejo o período de reprodução mais intenso é o Outono. Embora encontrada em maior número em poças, a quantidade de observações para os diferentes locais em que ocorreu não é muito heterogénea, tendo sido encontrada também sob forma larvar em linhas de água (excepto nas de grandes dimensões), poços e charcos. O único indivíduo adulto foi encontrado num poço coberto, embora não dentro de água, tendo eventualmente escolhido este local para depositar as larvas ou para se refugiar num local húmido e sombrio.

L. boscai é uma espécie que habita uma grande variedade de ambientes designadamente prados, bosques e zonas agrícolas (ALMEIDA *et al.*, 2001), sendo que na área de estudo ocorreu em "habitats" com estas características, mas seleccionando a formação mista. Os escassos locais onde se registou a sua presença – poças e poços – estão entre os referidos por ALMEIDA *et al.* (2001), MALKMUS (2004) e DÍAZ-PANIAGUA (2004).

Na Serra de Ossa, os poucos registos para *T. pygmaeus* deram-se em montado denso e matos/pastagens, estando de acordo com MALKMUS (2004), que indica que a espécie prefere zonas de bosque, podendo também ocorrer em pinhais e paisagens abertas, como pseudo-estepes e áreas agrícolas. Os registos desta espécie revelaram-se escassos também em estudos relativos a Monfurado (BAPTISTA & SÁ-SOUSA, 2004). O único tipo de local aquático onde se verificou a presença de larvas de *T. pygmaeus*, foi numa linha de água de média dimensão, entre a abundante vegetação submersa da margem. É interessante também referir a sua ocorrência no eucaliptal da Serra de Ossa, facto referido por Mirinha (*com. pess.*). ALMEIDA *et al.* (2001) refere a possibilidade de ocorrer numa variedade de biótopos desde que na proximidade existam massas de água para a reprodução.

Alytes cisternasii está associado positivamente com o habitat de matos/pastagens como se conclui pelo resultado do teste *G* na análise individual aos "habitats". Este resultado apresenta-se de acordo com o verificado por ALMEIDA *et al.* (2001) e MALKMUS (2004) ao indicarem que *A. cisternasii* constitui uma espécie que habita zonas completamente abertas e planas como as típicas pseudo-estepes alentejanas e zonas agrícolas. Quanto aos locais de ocorrência, foi observado apenas em cursos de água temporários principalmente sob a forma larvar, o que corrobora os locais de reprodução referidos por MÁRQUEZ (2004).

Os dados referentes a *B. bufo* revelam-se escassos, pois encontraram-se apenas cinco indivíduos num olival e num montado pouco denso. Os cinco registos incluem dois conjuntos de larvas registadas numa albufeira e numa linha de água de pequenas dimensões. No entanto, é uma espécie comum em Monfurado (BAPTISTA & SÁ-SOUSA, 2004), apresentando uma distribuição praticamente contínua em Portugal. A elevada alteração da paisagem registada na área envolvente ao local de estudo poderá ter modificado as zonas de migração e, por conseguinte, de reprodução de *B. bufo*. Os locais seleccionados pela espécie para a reprodução são massas de água permanentes (PLEGUEZUELOS *et al.*, 2002), tendo ocorrido provavelmente numa linha de água porque esta estava ligada à massa de água onde se registou o maior conjunto de larvas desta espécie. Esta espécie reproduz-se em locais de carácter permanente que, portanto, não tendem a sofrer dessecação. Neste tipo de massas de água, as larvas evitam a predação por peixes que aí se estabelecem, devido ao facto de não serem agradáveis ao paladar de predadores vertebrados (GRIFFITHS, 1997).

Em contraste, *B. calamita* ocorre em massas de água muito pouco profundas e de pequena dimensão, essencialmente resultantes de chuvas recentes (PLEGUEZUELOS *et al.*, 2002), sendo locais susceptíveis

à dessecação e que não permitem a colonização por peixes (GRIFFITHS, 1997). Na área de estudo, as larvas *B. calamita* apareceram em ambientes mais efémeros como linhas de água de pequena e média dimensão e poças. Os adultos de *B. calamita* foram encontrados a vocalizar nestes locais, tendo sido também bastante observados a deslocar-se em estradões. Em termos de ocorrência, verifica-se que *B. calamita* se associa aos matos/pastagens (tabela III), o que está de acordo com a sua preferência por paisagens abertas, apesar de tolerar uma grande variedade de locais (ALMEIDA *et al.*, 2001; MALKMUS, 2004)

H. meridionalis é a espécie associada à maior gama de "habitats". Assim, prefere "habitats" mais abertos, como os matos/pastagens e o montado pouco denso, e outros como a formação mista. Contudo, ocorre sempre na proximidade de locais húmidos com abundante vegetação, que usa como abrigo, o que está de acordo com a bibliografia para esta espécie (PARGANA *et al.*, 1996; ALMEIDA *et al.*, 2001). O maior número de registos verificou-se em linhas de água de média dimensão e seguidamente em charcos e charcas. O evitamento do zambujal por parte desta espécie deve-se possivelmente ao facto de neste habitat escassearem as linhas ou massas de água com a abundante vegetação.

A aparente associação positiva de *P. cultripes* ao habitat de matos/pastagens, e a associação negativa relativamente ao montado denso (tabela III), parece consistente com a ocorrência preferencial desta espécie em campos de cultivo, pastagens e zonas planálticas (ALMEIDA *et al.* 2001). MALKMUS (2004) ressalta também a preferência da espécie por zonas planas, maioritariamente zonas de cultivo abertas, pseudo-estepes e pastos de uso pouco intensivo. MALKMUS (2004) refere, ainda, o facto de a espécie seleccionar locais com elevado grau de radiação solar para a reprodução e, muito ocasionalmente, massas de água mais ensombradas, o que suporta a associação negativa desta espécie com o montado denso. Este habitat é tipicamente atravessado por linhas de água com abundante vegetação em que os arbustos e a própria densidade arbórea aqui representados resultam numa elevada taxa de ensombramento. A ocorrência de *P. cultripes* é bastante homogénea para os diferentes locais aquáticos, compreendendo poças, linhas de água de pequena e média dimensão e charcas. Assim, o facto de ocorrer em locais de reprodução tanto temporários como perenes, de água estagnada ou de pouca corrente, está de acordo com MALKMUS (2004).

O facto de *R. perezi* parecer associada positivamente a apenas dois "habitats" (olival e descampado) e negativamente a seis, revela-se mais complicado de explicar pois é uma espécie ubiquista, associada a massas de água independentemente do biótopo circundante (ALMEIDA *et al.*, 2001). No entanto, os "habitats" preferidos constituem zonas abertas e semi-abertas onde pode tipicamente apanhar sol nas imediações dos meios aquáticos onde habita (ALMEIDA *et al.*, 2001; MALKMUS, 2004), o que parece explicar o facto de seleccionar negativamente "habitats" com densa cobertura arbórea e arbustiva, tal como acontece no montado denso, formação mista e pinhal. A maior parte dos registos efectuados para *R. perezi* deu-se em charcos e charcas, embora tenha ocorrido também em linhas de água de pequena e média dimensão e poços, o que corrobora a sua preferência por locais de carácter mais permanente, como referido por EGEA-SERRANO (2006).

Registou-se a ocorrência de *D. galganoi* apenas em poças e num poço. Um dos indivíduos que se encontrava numa poça levantou suspeitas relativamente a se estaria a alimentar-se de larvas de *B. calamita* que nela se encontravam em grande densidade, embora apenas esteja descrita a possibilidade de ocorrer canibalismo de adultos sobre juvenis da mesma espécie (PARGANA *et al.*, 1996). *D. galganoi* surge com números pouco concordantes em vários estudos na região de Monfurado, onde aparece tanto como sendo das mais abundantes (BAPTISTA & SÁ-SOUSA, *in prep*), como com um escasso número de registos (quatro indivíduos em 487) (BAPTISTA & SÁ-SOUSA, 2004). Tal poderá indiciar o facto de a espécie se distribuir de forma fragmentada em núcleos populacionais (ALMEIDA *et al.*, 2001). Aparentemente, na área amostrada (que constitui uma envolvente à Serra de Ossa) não é frequente encontrar *D. galganoi*. Todavia, na serra (fora dos limites da área de estudo) é referida como comum junto a pequenos cursos de água (Mirinha, *com. pess.*).

No decorrer da amostragem não houve registo de nenhuma espécie para o eucaliptal. Além da intervenção humana a que a zona se encontra sujeita, trata-se de um habitat ecologicamente inadequado para os anfíbios. Aqui há dessecação do solo com a consequente diminuição da fauna de invertebrados (LIMA *et al.*, s/data) e outros recursos tróficos e escasseiam os locais aquáticos. No entanto, em visitas anteriores a esta amostragem foi observada a presença de *B. calamita* sob a forma de larvas numa poça de uma rocha.

A distribuição dos indivíduos ao longo dos diferentes tipos de locais aquáticos verifica-se de uma forma heterogénea. As diferenças significativas surgem entre as grandes massas de água permanentes (P3) e poços (X2), ocorrendo o maior número de indivíduos nas massas de água. Outras diferenças significativas ocorrem entre linhas de água de pequena dimensão (L1) e poços (X2), verificando-se mais indivíduos nas linhas de água de pequena dimensão. A ocupação das massas de água permanentes e linhas de água de média dimensão (L2) não é significativamente diferente, assim como não o é para grandes linhas de água (L3) e poços.

A heterogeneidade da paisagem varia bastante ao longo das quadrículas amostradas, já que a área de estudo abrange diferentes tipos de uso de solo. Porém, a influência que esta composição da paisagem poderia ter na batracofauna não foi verificada, já que a correlação entre a diversidade de "habitats" que compõem as quadrículas e quaisquer dos parâmetros ecológicos revelou-se não significativa. Conclui-se assim que a diversidade paisagística/"habitats" não parece suficiente para influenciar o padrão ecológico das espécies à escala da área de estudo. Por outro lado, se a definição das componentes paisagísticas fosse mais detalhada, talvez essa relação se tornasse visível, já que áreas que ocupavam uma pequena área por quadrícula não foram consideradas (por exemplo, áreas constituídas por pequenas hortas, cuja proporção muitas vezes não chegava a 1% ou 2% por quadrícula, foram incluídas na categoria de matos/pastagens). A influência dos elementos constituintes da paisagem na componente ecológica dos anfíbios é, no entanto, verificada por CUNHA & REGO (2005), que concluem existir uma correlação positiva entre a diversidade da paisagem e a riqueza de espécies. Contudo, uma elevada heterogeneidade pode significar que existe um efeito de fragmentação de habitat.

É de extrema importância avaliar o estado de conservação em que se encontram os habitats e as intervenções antropogénicas que neles se verificam, de modo a garantir a sua sustentabilidade e, deste modo, preservar as espécies que neles vivem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALFORD, R.A. & RICHARDS, S.J. 1999. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 133-165.

ALMEIDA, N.F.; ALMEIDA, P.F.; GONÇALVES, H.; SEQUEIRA, F.; TEIXEIRA, J. & ALMEIDA, F.F. 2001. Guia *FAPAS dos Anfíbios e Répteis de Portugal*. FAPAS, Porto. 249 pp.

BAPTISTA, N. & SÁ-SOUSA, P. *in prep. Amphibian Roadkills Hotspots Analysis*.

BAPTISTA, N. & SÁ-SOUSA, P. 2004. *Serra de Monfurado, Conservação e Valorização do Património Natural, Anfíbios- 2ª fase*. Relatório do Projecto de Monfurado para Conservação e Valorização do Património Natural, Unidade de Biologia da Conservação da Universidade de Évora. 48 pp.

BARBADILLO, L.J.; LACOMBA, J.I.; PÉREZ-MELLADO, V.; SANCHO, V. & LÓPEZ-JURADO, L. F. 1999. *Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial GeoPlaneta, Barcelona. 419 pp.

CERDA, A.; SCHNABEL, S.; CEBALLOS, A. & GOMEZ-AMELIA, D. 1998. Soil Hydrological Response Under Simulated Rainfall in the Dehesa Land System (Extremadura, SW Spain) Under Drought Conditions. *Earth Surface Processes and Landforms* 23: 195-209.

CORN, P.S. & BURY, R.B. 1990. *Sampling Methods for Terrestrial Amphibians and Reptiles*, Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-256. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 34 pp.

CUNHA, J. & REGO, F. 2005. Composição e Estrutura da Paisagem: sua Relação com a Riqueza dos Anfíbios e Répteis que Ocorrem em Portugal Continental. *Silva Lusitana* 13: 35-50.

CUSHMAN, S.A. 2006. Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Amphibians: A Review and Prospectus. *Biological Conservation* 128: 231-240.

DAJOZ, R. 1972. Ecologia Geral. Petropólis, Editora Vozes, Editora da Universidade de São Paulo. 174 pp.

DÍAZ-PANIAGUA, C. 2004. *Tritón ibérico – Triturus boscai*. In*: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://*www.vertebradosibericos.org/*

EGEA-SERRANO, A. 2006. Rana común – *Rana perezi*. In*: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://*www.vertebradosibericos.org/*

GRIFFITHS, R.A. 1997. Temporary Ponds as Amphibian Habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 7: 119-126.

GUERRY, A.D. & HUNTER JR, M.L. 2002. Amphibian Distributions in a Landscape of Forests and Agriculture: an Examination of Landscape Composition and Configuration. *Conservation Biology* 16: 745-754.

LESBARRÈRES, D. & PAGANO, A. 2003. Inbreeding and Road Effect Zone in a Ranidae: the Case of Agile frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. *Comptes Rendus Biologies* 326: S68-S72.

LIMA, H.; CHAMBEL, A.; ALVES, J. & FRANCISCO, P. sem data. Impacte da Cultura de Eucaliptos Sobre os Recursos Hídricos Subterrâneos da Serra de Ossa. In:*http://www.aprh.pt/congresso-agua98/files/com/073.pdf*, consultada em 24 Outubro 2006.

MALKMUS, R. 2004. *Amphibians and Reptiles of Portugal, Madeira and the Azores-Archipelago*. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Germany. 447 pp.

MAROCO, J.P. 2003. *Análise Estatística com Utilização do SPSS*. 2ª Ed. Editora Sílabo, Lisboa. 487 pp.

MÁRQUEZ, R. & MATHEU, E. 2004. *Guía Sonora de las Ranas y Sapos de España y Portugal*. Alosa, Fonoteca Zoológica del Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid.

MÁRQUEZ, R. 2004. Sapo partero ibérico - *Alytes cisternasii*. In: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://*www.vertebradosibericos.org/*

MIRINHA, M. & MALTA, G. sem data. *Guia dos Circuitos da Serra d'Ossa*. Associação de Desenvolvimento de Montes Claros, Borba. 44 pp.

PARGANA, J.M.; PAULO, O. S & CRESPO, E.G. 1996. *Anfíbios e Répteis do Parque Natural da Serra de S. Mamede*. Instituto da Conservação da Natureza, Portalegre. 101 pp.

PINTO-CORREIA, T. & MASCARENHAS, J. 1999. Contribution to the Extensification/Intensification Debate: New Trends in the Portuguese *montado*. *Landscape and Urban Planning* 46: 125-131.

PLEGUEZUELOS, J.M.; MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios e Reptiles de España*. 2ª edição. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid. 587 pp.

POUGH, F.H.; ANDREWS, R.M.; CADLE, J.E.; CRUMP, M.L.; SAVITZKY, A.H. & WELLS, K.D. 1998. *Herpetology*. Prentice Hall, New Jersey. 577 pp.

SALVADOR, A. 2002. Gallipato - *Pleurodeles waltl*. In: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://*www.vertebradosibericos.org/*

SEQUEIRA, F.; GONÇALVES, H.; SOARES, C.; TEIXEIRA J. & CARRETERO M.A.. 2003. Herpetofauna del área "natura 2000" alvão-marão (Norte de Portugal). *Boletin de la Associacion Herpetologica Española*. 14 : 17-22.

SOARES, C.; ÁLVARES, F.; LOUREIRO, A.; SILLERO, N.; ARNTZEN, J.W. & BRITO, J.C. 2005. Atlas of the amphibians and reptiles of Peneda-Gerês National Park, Portugal. *Herpetozoa*, 18: 155-170.

SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. 1998. *Biometry*. W.H. Freeman and Company, New York. 887 pp.

STUMPEL, A.H.P. 2004. *Herpetiles as Targets for Nature Management*. Alterra Green World Research, Wageningen. 216 pp.

TEIXEIRA, J. 1997. *Contribuição para o Conhecimento da Distribuição e Ecologia dos Anfíbios e Répteis no Parque Natural de Montesinho*. Relatório de Estágio Profissionalizante. Universidade do Porto. 167 pp.

VALENTE, N. 2006. *Podem as Passagens Hidráulicas ser uma Solução Mitigadora da Mortalidade de Anfíbios nas Estradas*?. Relatório do Trabalho de Fim de Curso para a obtenção de Licenciatura em Biologia. Universidade de Évora. 21 pp.

		Caudata						Anura					
NUM	UTM	PW	SS	LB	TP	AC	BB	BC	DG	HM	PC	RP	N total
1	29SPC2079	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
2	29SPC2279	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	3	5
3	29SPC1780	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5
4	29SPC1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
5	29SPC2180	0	0	0	2	0	0	5	0	14	0	3	24
6	29SPC2380	3	0	0	0	0	4	1	0	5	2	49	64
7	29SPC1781	0	0	0	0	2	0	25	0	15	0	0	42
8	29SPC2081	0	0	0	0	4	0	0	0	2	0	1	7
9	29SPC1682	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
10	29SPC1782	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
11	29SPC1882	0	0	0	0	5	0	2	1	9	5	4	26
12	29SPC2082	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	2	9
13	29SPC2182	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
14	29SPC2282	0	0	0	0	4	0	2	0	4	4	0	14
15	29SPC1683	0	2	0	0	2	0	3	0	0	0	0	7
16	29SPC1883	0	0	0	0	3	0	6	1	89	4	0	103
17	29SPC1983	2	0	0	0	0	0	14	0	15	2	0	33
18	29SPC2183	0	0	0	0	2	0	1	1	10	0	0	14
19	29SPC1684	0	2	0	0	2	0	3	0	3	2	2	14
20	29SPC1784	0	0	0	0	0	0	1	0	10	0	0	11
21	29SPC1884	0	0	0	0	0	0	20	0	4	0	0	24
22	29SPC1984	0	0	2	0	0	0	18	0	17	0	0	37
23	29SPC2084	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	3
24	29SPC2284	0	2	0	2	2	0	5	1	0	0	0	12
25	29SPC1685	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	7
26	29SPC1785	0	0	0	0	4	0	2	0	6	0	0	12
27	29SPC1885	0	0	0	0	0	0	8	0	2	0	0	10
28	29SPC2085	0	0	11	0	0	0	1	0	0	0	1	13
29	29SPC2185	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	5
30	29SPC1586	0	0	0	0	2	0	2	0	5	0	16	25
31	29SPC1686	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	5
32	29SPC1786	0	4	0	0	2	0	4	0	4	0	0	14
33	29SPC1886	0	4	2	0	2	0	4	0	3	0	0	15
34	29SPC2086	0	0	0	0	0	0	2	0	9	0	0	11
35	29SPC2286	0	0	1	0	0	0	1	0	20	0	0	22
36	29SPC2386	2	2	6	0	2	0	1	0	0	0	0	13
37	29SPC1887	0	2	0	0	0	0	5	0	13	0	1	21
38	29SPC2087	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	6
39	29SPC2387	0	0	0	0	0	1	3	0	0	1	0	5
	Total	**7**	**19**	**22**	**4**	**38**	**5**	**151**	**4**	**272**	**22**	**102**	**646**

Anexo I. Observações totais (N total) de anfíbios registados por quadrícula UTM 1x1 km. (NUM) indicação das 39 quadrículas amostradas e respectivas coordenadas (UTM). Número total de anfíbios observados por espécie (ver códigos da tabela I) e todos os anfíbios (Total) registados por espécie para a totalidade das 39 quadrículas.

Annex I. Total observations (N total) of amphibians per cell UTM 1x1 km. (NUM) indication of the 39 cells sampled and their coordinates (UTM). Total number of amphibians observed by each species (see codes of table I) by each cell. (Total), total number of amphibians registered by each species for all the 39 cells.

Distribución y abundancia de la tortuga mora *Testudo graeca* en la provincia de Almería

J.D. Anadón, A. Giménez & R. Ballestar

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	262-270	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Distribución y abundancia de la tortuga mora *Testudo graeca* en la provincia de Almería

Distribution and abundance of the spur-thighed tortoise *Testudo graeca* in the province of Almeria

J.D. Anadón, A. Giménez & R. Ballestar
Área de Ecología. Dept. Bilogía Aplicada. Universidad Miguel Hernández. Edif. Torreblanca, campus de Elche, Avda. Universidad s/n. Elche 03202. Alicante. España.

RESUMEN

En este trabajo se exploran los factores ambientales determinantes de la distribución y abundancia de la tortuga mora *Testudo graeca* en la provincia de Almería y se construyen modelos de distribución y abundancia predictivos según las relaciones especie-hábitat. La información sobre presencia/ausencia y abundancia de la especie se obtuvo mediante encuestas a pastores.

PALABRAS CLAVE: *Testudo graeca*; tortuga mora, abundancia; distribución; modelos predictivos.

ABSTRACT

In the present work we explore the environmental factors determining the distribution and abundance patterns of the spur-thighed tortoise *Testudo graeca* in the province of Almeria. Information about the presence/absence and abundance of the species was obtained by means of interviews with shepherds. Starting from habitat-species models we build predictive distribution and abundance models of the species.

KEY WORDS: *Testudo graeca*; spur-thighed tortoise; abundance; distribution; predictive models.

LABURPENA

Almeria aldean *Testudo graeca* dortoka greziarraren banaketarako eta ugaritasunerako erabakigarriak diren ingurumen-alderdi batzuk aztertu dira lan honetan, espezie/habitat erlazioen araberako banaketa- eta ugaritasun-eredu iragarleak sortzearekin batera. Espeziearen presentzia/ausentziari eta ugaritasunari buruzko informazioa artzainei egindako inkesten bidez lortu zen.

GAKO-HITZAK: *Testudo graeca*; dortoka greziarra, ugaritasuna; banaketa; eredu iragarleak.

INTRODUCCIÓN

Conocer la distribución y estructura de la abundancia de una especie, y los factores ambientales que la determinan, es una de las cuestiones básicas necesarias para llevar a cabo adecuadas estrategias de conservación de especies. A pesar de que el modelado de la distribución (probabilidad de presencia) ha experimentado un extraordinario auge en los últimos años (Guisan & Thuiller, 2005; Araujo & Guisan, 2006), el modelado de la abundancia no ha seguido el mismo camino y su desarrollo ha sido mucho menor (Stauffer, 2002; Pearce & Boyce, 2006). La escasez de trabajos predictivos sobre abundancia refleja la dificultad de obtener de modo extensivo estimas fiables de abundancia (Morrison *et al.*, 1987), ya que generalmente se ha de recurrir a métodos altamente costosos en tiempo y recursos, especialmente en organismos de baja detectabilidad como las tortugas terrestres (Brand *et al.*, 2006).

La tortuga mora es una tortuga terrestre de mediano tamaño de distribución circunmediterránea, cuya principal población europea se encuentra en el sureste ibérico, entre las provincias de Murcia y Almería. La especie se encuentra fuertemente amenazada, principalmente por la pérdida de hábitat y se están llevando a cabo distintas medidas de conservación en relación a sus poblaciones y al hábitat. En este sentido la obtención de un modelo predictivo de abundancia fiable es de gran utilidad.

Los objetivos específicos de este trabajo fueron: 1) explorar los factores ambientales que determinan variaciones en la abundancia de la tortuga mora en la provincia de Almería, y 2) construir un modelo predictivo de abundancia relativa de la especie.

MÉTODOS

Distribución y abundancia de tortuga y variables ambientales

La información sobre presencia-ausencia y abundancia de tortuga se obtuvo mediante encuestas a pastores. Los pastores recorren diariamente la misma área durante años, por lo que su esfuerzo de muestreo es cuantificable.

Las encuestas se realizaron a través de entrevistas personales. La información básica recogida

de cada pastor se refirió al área recorrida, intensidad de pastoreo y presencia y abundancia de la especie. El área recorrida fue transformada a cuadrículas UTM de 1 km^2. La intensidad de pastoreo fue caracterizada mediante cuatro indicadores: I) periodo (en años) que lleva pastoreando la zona, II) meses al año que saca el ganado, III) días a la semana que pastorea, y IV) horas diarias dedicadas al pastoreo. La presencia de la especie fue caracterizada mediante dos preguntas: II) *¿Ha visto alguna vez tortugas en el área de pastoreo?*; y en caso afirmativo, II) *¿Hace cuánto tiempo?*. Finalmente, en caso de presencia de la especie, para caracterizar la abundancia se utilizaron tres índices de abundancia que cubrían el rango de abundancia de la tortuga: I) *Nº de años necesarios para ver una tortuga* (AT; rango inferior de abundancia), II) *Nº de tortugas vistas por termino medio al año* (TA; rango medio de abundancia), y III) *Nº máximo de tortugas vistas en un día* (TD; rango superior de abundancia).

Para asegurar la calidad de la información y estandarizar el esfuerzo de muestreo se seleccionaron aquellas cuadrículas que cumplieron determinados criterios. Como cuadrículas de ausencia actual de la especie se seleccionaron: I) aquellas cuadriculas muestreadas durante más de diez años durante al menos el periodo de primavera, que es cuando se produce la fase de actividad anual principal de la especie (Pérez *et al.*, 2002), independientemente de la intensidad semanal y diaria de pastoreo, y II) aquellas muestreadas entre seis y diez años con máxima intensidad de pastoreo (todo el año, todos los días, todo el día). Como cuadrículas con presencia actual de la especie, se seleccionaron aquellas cuadrículas donde se había visto al menos una tortuga en los últimos diez años. Para la abundancia se seleccionaron las cuadriculas de ausencia y aquellas cuadriculas de presencia actual con al menos tres años de muestreo y máxima intensidad de pastoreo (todo el año, todos los días, todo el día). En aquellas áreas de la provincia de Almería donde se conocía con certeza la ausencia de la especie (López-Jurado *et al.*, 1979; Andreu, 1988) se seleccionaron cuadrículas UTM al azar, que fueron consideradas como ausencias.

Los tres indicadores de abundancia (*AT, TA* y *TD*) fueron transformados a un indicador de abundancia único: *Nº de tortugas vistas al año por diez (TA10).* La transformación de *TA* y *AT* fue directa (*TA10= TA*10* y *TA10= 10/AT* respectivamente). Para la conversión del índice de abundancia diaria (TD), éste fue transformado primero a TA. Para ello, se estudió la relación entre ambos índices en aquellas encuestas donde se habían obtenido estimas de los dos.

Las variables ambientales utilizadas en el modelado fueron descriptoras del clima, relieve, litología y usos del suelo, Las variables climáticas estaban construidas a escala de 1x1km. Las variables de relieve, litología y usos del suelo estaban construidas a escala de 1x1km (escala local) y 3x3 km (escala paisajística).

Modelado

El modelado se realizó en dos pasos, siguiendo una relación jerárquica entre distribución y abundancia. La distribución y abundancia pueden estar determinadas por procesos distintos (Nielsen *et al.*, 2005), por lo que el modelado de la abundancia a una escala de distribución puede dar lugar a respuestas que confundan ambos patrones. Primero se modeló la distribución de la tortuga en la provincia de Almería y posteriormente se modeló la abundancia dentro del área de distribución previamente obtenido. Para el modelado de la distribución de la especie se emplearon únicamente variables climáticas, puesto que éstas han sido indicadas como las principales limitantes de su distribución a escala regional (Anadón *et al.*, 2006). Para el modelado de la abundancia se emplearon variables climáticas, de relieve, litología y usos del suelo. Los modelos se realizaron mediante GLM (McCullagh & Nelder, 1989), utilizando una función de error binomial para el modelado de distribución y una función de error de Poisson para el modelado de la abundancia. La inclusión de las variables en los modelos de distribución y abundancia fue de una en una, seleccionando aquellas que presentaban un menor valor de AIC. No se incluyeron más variables cuando éstas no aumentaban la varianza explicada en más del 1%. Para obtener el valor umbral de probabilidad de presencia, a partir del cual se considera que la especie está presente en el modelo de distribución, se utilizó aquel que maximizaba la sensibilidad y especificidad del modelo (Liu *et al.*, 2005), estimado a partir de un análisis ROC (*Receiving Operating Characteristics*, Fielding & Bell, 1997).

RESULTADOS

Encuestas a pastores

En total, se obtuvo información de distribución en 1145 cuadrículas (861 ausencias y 284 presencias) de la provincia de Almería. Se realizaron 172 encuestas con información de presencia/ausencia y/o abundancia en 986 cuadrículas. En 595 de ellas se obtuvo información sobre abundancia actual, según los criterios establecidos. La relación obtenida entre el índice de abundancia anual (*TA*) y el índice de abundancia diario (*TD*) fue *TA* = -5,217 + 10,888**TD* (R^2= 79,29, figura 1). El índice de abundancia *TA10* osciló

entre 0 y 2450, éste último correspondiente a una cuadrícula donde *TD* era entre 20 y 25 tortugas/día. En aquellas cuadrículas donde había tortugas, los valores de abundancia descritos mas frecuentes fueron aquellas en torno a *TA10* de 100 a 300 tortugas, lo que equivale a 10-30 tortugas al año y un máximo de 3 tortugas al día.

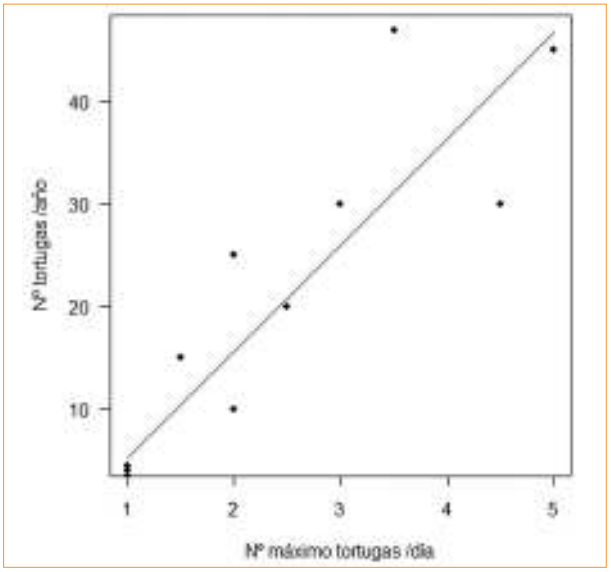


Figura 1. Resultado de la regresión entre los índices de abundancia obtenidos mediante encuestas. Nº máximo de tortugas vistas al día (TD) y Nº medio de tortugas vistas al año (TA).

Figure 1. Regresión model between the abundance indexes obtanied by means of interviews with shepherds. Maximum number of tortoises seen in a day and Mean number of tortoises seen per year.

Modelos de distribución

La distribución de la especie estuvo regida principalmente por variables relacionadas con las temperaturas mínimas extremas y el régimen hídrico (tabla I y figura 2). La especie mostró un óptimo en torno a los 290 mm de precipitación anual.

El modelo multivariante de distribución explicó el 55% de la varianza de los datos. Las dos primeras variables en entrar en el modelo, nº de heladas de invierno y la precipitación de otoño, explicaron juntas el 40% de la varianza de los datos. El valor umbral de probabilidad de presencia de la especie fue de 0,30 y dio lugar a un área de distribución de 1034 km^2, situado en el extremo levante provincial, lindando con la provincia de Murcia (figura 4).

Variable	D2	Tipo
Precipitación media anual	15,07	++
Preciptación de verano	16,50	++
Precipitación de invierno	10,90	++
Precipitación de otoño	14,55	++
Precipitación de primavera	15,05	++
Temperatura media anual	15,73	++
Temperatura media de invierno	14,69	++
Temperatura media de otoño	14,11	++
Temperatura media de primavera	14,44	++
Temperatura media de verano	17,14	++
Evapotranspiración media annual	17,22	++
ETP de invierno	15,17	++
ETP de otoño	14,83	++
ETP de primavera	14,56	++
ETP de verano	19,34	++
Déficit hídrico medio anual	21,05	++
DH de invierno	14,97	++
DH de otoño	20,80	++
DH de primavera	20,50	++
DH de verano	19,54	++
Nº de días de heladas al año	21,30	++
Nª de heladas en la primavera	19,33	++
Nº de heladas en el otoño	18,10	++
Nº de heladas en el invierno	21,89	++

Tabla I. Respuesta de la presencia de la especie a variables climáticas en la provincia de Almería. D^2 = porcentaje de desvianza explicada. Tipo: "++" = cuadrática positiva.

Table I. Response of the presence of the spur-thighed tortoise to climatic variables in the province of Almería. D^2: % of explained deviance. Type: "++"=quadratic positive.

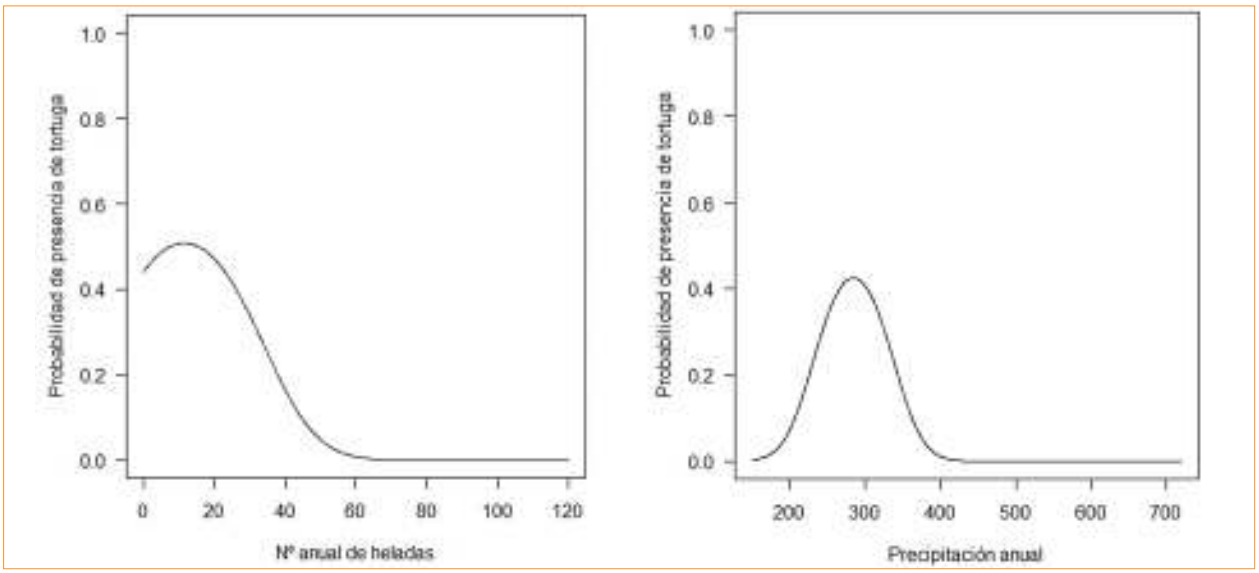


Figura 2. Respuesta de la presencia de tortuga mora a variables climáticas en la provincia de Almería.
Figure 2. Response of the presence of the spur-thighed tortoise to climatic variables in the province of Almería.

Modelos de abundancia

En el interior del área de distribución climática la abundancia de la especie respondió muy fuertemente, tanto a variables climáticas como de litología y usos del suelo (tablas II, III y IV y figura 3). En relación al clima la tortuga mostró una notable respuesta, especialmente a las temperaturas mínimas extremas y la precipitación, con óptimos muy similares a los obtenidos para la distribución a escala provincial. Respecto de la litología, la tortuga mostró una fuerte respuesta a los materiales volcánicos a escala paisajística, con óptimos en paisajes con escasa presencia de materiales volcánicos.

Variable	R2	Tipo
Precipitación media anual	7,14	++
Preciptación de invierno	15,55	++
Precipitación de otoño	7,73	++
Precipitación de primavera	6,95	++
Precipitación de verano	14,48	++
Temperatura media anual	9,17	++
Temperatura media de invierno	8,78	++
Temperatura media de otoño	9,03	++
Temperatura media de primavera	8,56	++
Temperatura media de verano	12,25	++
Evaopotranspiración media anual	10,11	++
ETP de invierno	8,89	++
ETP de otoño	9,31	++
ETP de primavera	7,99	++
ETP de verano	12,95	++
Déficit hídrico medio anual	12,41	++
DH de invierno	8,57	++
DH de otoño	9,92	++
DH de primavera	10,87	++
DH de verano	12,34	++
Nº de días de heladas al año	16,12	++
Nª de heladas en la primavera	15,21	++
Nº de heladas en el otoño	14,86	++
Nº de heladas en el invierno	16,50	++

Tabla II. Respuesta de la abundancia de la especie a variables climáticas dentro del área de distribución en la provincia de Almería. D^2: porcentaje de desvianza explicada. Tipo: "++" = cuadrática positiva.

Table II. Response of the abundance of the spur-thighed tortoise to climatic variables in the province of Almería. D^2: % of explained deviance. Type: "++"=quadratic positive.

Dentro de las variables de relieve también cabe destacar la fuerte respuesta negativa de la especie a la orientación de solana, tanto a escala local (1x1 km) como a escala paisajística (3x3 km). Finalmente, la variable con mayor capacidad explicativa de la abundancia de la tortuga mora fue la proporción de cultivos herbáceos de secano a escala paisajística que origino una respuesta positiva, con las mayores abundancias en paisajes dominados por usos agrícolas de secano. Además la tortuga mostró una fuerte respuesta negativa a la proporción de matorral, tanto a escala local como paisajística. El modelo multivariante de abundancia incluyó catorce variables y explicó el 82,27% de la varianza. Las primeras variables en formar parte del modelo fueron la proporción de secano herbáceo a escala 3x3km, el déficit hídrico y el número de heladas de primavera, con una varianza explicada acumulada del 26,79, 44,85 y 50,57%, respectivamente. El modelo predictivo de abundancia se muestra en la figura 4.

Variable	D2	Tipo
Solana 1x1	11,01	++
Solana 3x3	10,16	++
Llano 3x3	5,56	++
Silíceo 1x1	5,41	++
Silíceo3x3	7,19	++
Volcánico 1x1	5,99	++
Volcánico3x3	22,63	++

Tabla III. Respuesta de la abundancia de la especie a variables de relieve y litología dentro del área de distribución en la provincia de Almería. D^2 = porcentaje de desvianza explicada. Tipo: "++" = cuadrática positiva.

Table III. Response of the abundance of the spur-thighed tortoise to relief and lithology variables in the province of Almería. D^2: % of explained deviance. Type: "++"=quadratic positive.

Variable	D2	Tipo
Matorral 1x1	6,74	--
Matorral 3x3	8,49	
Secano herbáceo 1x1	20,46	++
Secano herbáceo 3X3	26,79	++
Improductivo 3x3	5,13	--

Tabla IV. Respuesta de la abundancia de la especie a variables de uso del suelo dentro del área de distribución en la provincia de Almería. D2 = porcentaje de desvianza explicada. Tipo: "++" = cuadrática positiva, "--" = cuadrática negativa.

Table IV. Response of the abundance of the spur-thighed tortoise to land use variables in the province of Almería. D2: % of explained deviance. Type: "++"=quadratic positive; "--" = quadratic negative.

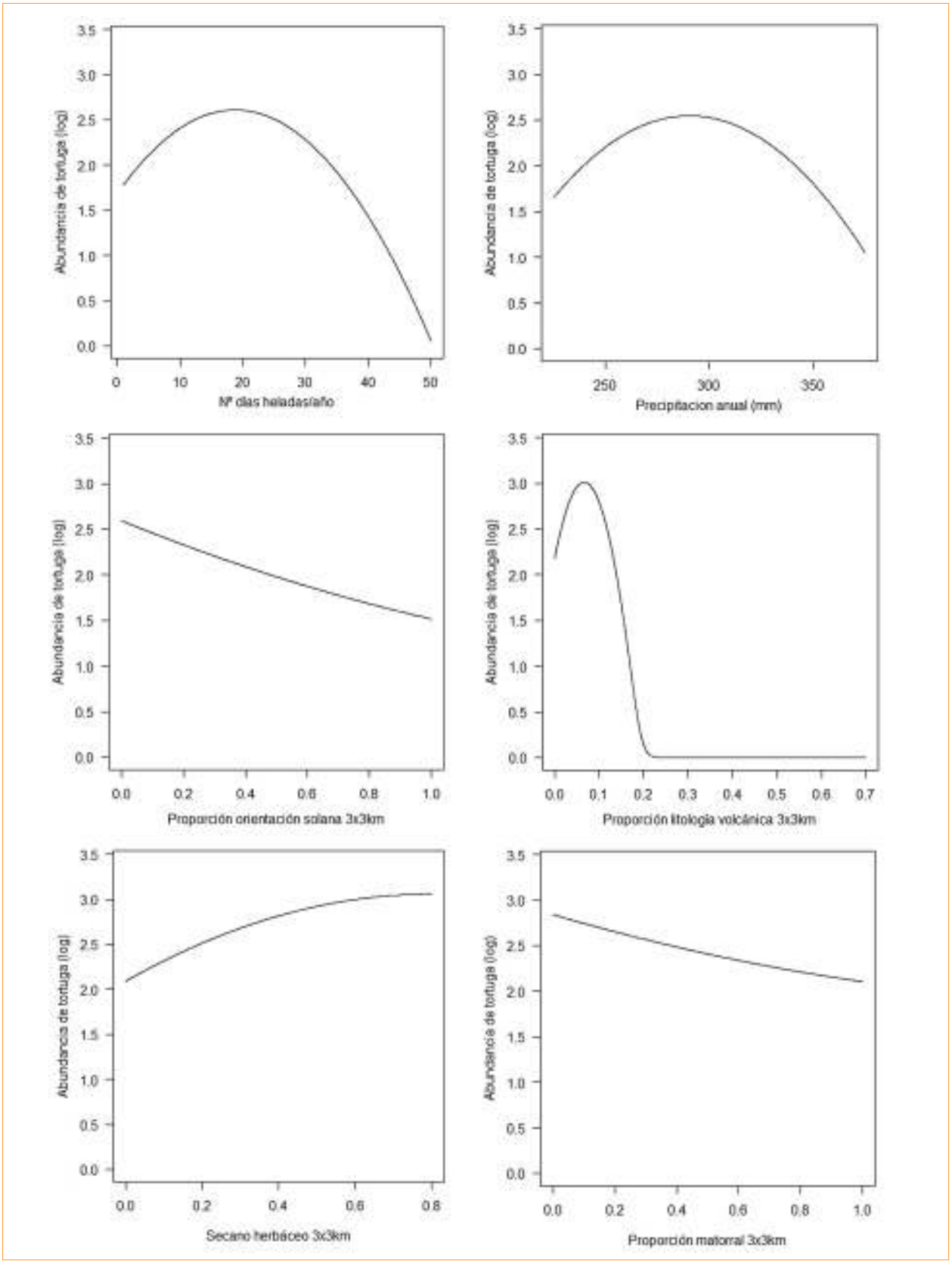


Figura 3. De izquierda a derecha, y de arriba abajo: respuesta de abundancia de tortuga mora al nº de heladas al año, precipitación anual y proporción a escala paisajística (3x3 km) de solana, materiales volcánicos, cultivos de secano herbáceo y matorral.

Figure 3. From left to right and from top to bottom: response of the abundance of the spur-thighed tortoise to the mean annual number of frost, mean annual rainfall, and proportion at the landscape scale (3x3 km) of sunny slopes, volcanic lithology, herbaceous dry crops and shrubs.

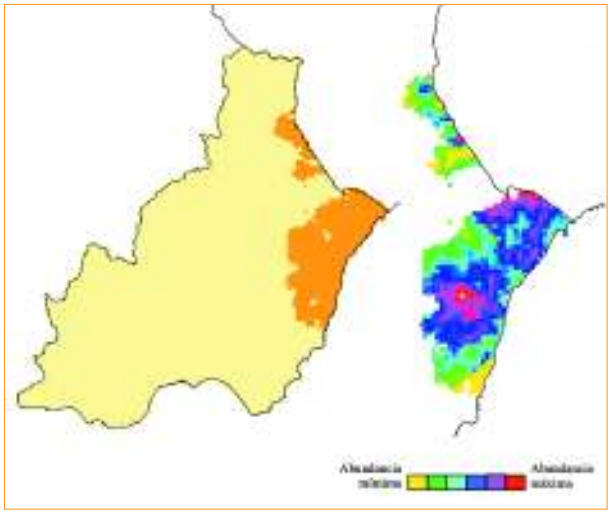


Figura 4. Areal de distribución climático de la tortuga mora en la provincia de Almería (izda.) y modelo predictivo de abundancia según factores de clima, relieve, litología y usos del suelo (dcha.).

Figure 4. Climatic distribution range of the spur-thighed tortoise in the province of Almería and predictive abundance model of the species using climate, relief, lithology and land uses variables.

DISCUSIÓN

Procesos climáticos limitantes

Las variables ambientales climáticas más relacionadas con la distribución en la provincia de Almería (heladas y régimen hídrico) coinciden con las encontradas en la vecina Región de Murcia (ANADÓN *et al.*, 2006, en prensa). A su vez, estas variables climáticas responsables de la distribución de la tortuga mora son las que determinan las variaciones en la abundancia en Almería. Esta coincidencia sugiere que los procesos de tipo climático que limitan la distribución y la abundancia de la especie pueden ser similares. Estos procesos limitantes climáticos hipotetizados han sido detallados en ANADÓN *et al.*, (2006) y estarían relacionados con la duración del periodo de actividad en el limite septentrional y limitaciones en la productividad (y, por lo tanto, el alimento), en el límite meridional.

Procesos limitantes relacionados con el relieve y la litología

Los resultados muestran que la abundancia de tortuga mora depende fuertemente, además del clima, de factores de relieve, litológicos y de usos del suelo. La menor abundancia de la especie en las solanas de las grandes sierras, indica la importancia en la abundancia de las variaciones microclimáticas. Por otra parte, la fuerte respuesta a materiales volcánicos describe situaciones ambientales muy particulares correspondientes a poblaciones de altísima densidad asociadas a pequeños afloramientos volcánicos, aunque también de otros materiales de textura arenosa (autores, obs. pers.). Una mayor viabilidad de las puestas o una mayor productividad debidas a las características diferenciales de estas litologías podrían estar detrás de estas altísimas densidades.

Procesos limitantes relacionados con los usos del suelo

Finalmente, la abundancia estuvo fuertemente relacionada con paisajes de secano, y negativamente con el matorral. Estos resultados confirman el papel positivo de los usos de secano; sin embargo entran en conflicto con resultados previos que indicaban que la tortuga necesita paisajes dominados por matorral (ANADÓN *et al.*, 2006, en prensa). Probablemente esta relación inversa de distribución y abundancia respecto del matorral y cultivos de secano sea básicamente cierta, aunque se encuentra acentuada por haberse estudiado en áreas distintas (distribución en Murcia y abundancia en Almería). Numerosos trabajos han asociado a las tortugas terrestres con estados de perturbación intermedios (AUFFENBERG & FRANZ, 1982; STUBBS & SWINGLAND, 1984; KAZMAIER *et al.*, 2001; ANADÓN *et al.*, 2006). A diferencia del clima, los procesos que rigen la distribución y abundancia de la tortuga mora en relación a los usos del suelo y estructura del hábitat podrían ser distintos. La probabilidad de presencia sería mayor en las áreas naturales que en paisajes culturales o humanizados (ANADÓN *et al.*, 2006, en prensa). Una posible causa de esta diferencia es que los procesos de extinción asociados al hombre (recolección, fragmentación por usos intensivos, etc.) sean menores en estas áreas naturales. Sin embargo las áreas naturales, caracterizadas por altos valores de cobertura vegetal, serían un hábitat marginal para la especie, debido esencialmente a restricciones en la termorregulación (ANADÓN *et al.*, 2005, 2006). Por el contrario, paisajes agrícolas tradicionales, con estructuras del matorral simplificadas por causas humanas (pastoreo, incendios, recogida histórica de leña), que se alternan con campos de cultivo de secano presentarían una mayor abundancia de la especie, aunque su presencia fuera más incierta. En cualquier caso, se ha de señalar que los muestreos de campo realizados muestran que las tortugas, aun en áreas dominadas por usos agrícolas, están asociadas a las pequeñas manchas de matorral existentes y especialmente el ecotono con los cultivos (ANADÓN *et al.*, 2005).

La similitud entre los procesos que gobiernan la distribución y la abundancia es un tema en gran medida inexplorado. Se ha propuesto que la distribución y abundancia podrían ser distintas caras de la misma moneda, y que por lo tanto los procesos

que las gobiernan bien podrían ser los mismos (ANDREWARTHA & BIRCH, 1954). Sin embargo, las aproximaciones realizadas hasta ahora parecen indicar una notable disparidad entre taxones (PEARCE & FERRIER, 2001; NIELSEN *et al.*, 2005). En el caso de la tortuga mora, parece que la coincidencia entre los procesos que determinan la distribución y la abundancia varía entre factores ambientales. Así, el clima tiene en ambos casos una importancia muy notable (máxima en el caso de la distribución) y los factores climáticos limitantes coinciden, incluso en sus valores óptimos. Por el contrario, en el caso de los usos del suelo, su importancia es mucho mayor en la abundancia que en la distribución, originándose además respuestas inversas a prácticamente las mismas variables.

Modelo predictivo de distribución y abundancia

El modelo predictivo de distribución coincide en grandes rasgos con modelos de distribución anteriores (LÓPEZ-JURADO *et al.*, 1979; ANDREU, 1988); sin embargo, la estructura de la abundancia coincide sólo parcialmente. El modelo de abundancia localiza tres zonas de máxima densidad en los Llanos de Vera y piedemontes circundantes, umbría y pie de monte de la sierra de Almagrera y Los Pinos, y umbría de la Sª de Almagro. Esta información es de indudable interés aplicado, permitiendo una evaluación del hábitat protegido de la especie y la detección de déficits de protección, así como una herramienta para articular medidas de ordenación del territorio que minimicen los impactos sobre la especie.

BIBLIOGRAFÍA

ANADÓN, J.D., GIMÉNEZ, A., MARTÍNEZ, M., PÉREZ, I. & ESTEVE, M.A. 2006. Habitat selection of the spur-thighed tortoise in a multisuccesional landscape: implications for habitat management. *Biodiversity and Conservation*, 15: 2287-2299.

ANADÓN, J.D., GIMÉNEZ, A., MARTÍNEZ, M., MARTÍNEZ, J., PÉREZ, I. & ESTEVE, M.A. 2006. Factors determining the distribution of the spur-thighed tortoise *Testudo graeca* in soth-east Spain: a hierarchical approach. *Ecography*, 29: 339-346.

ANADÓN, J.D., GIMÉNEZ, A., MARTÍNEZ, M., ESTEVE, M.A. & PALAZÓN, J.A. En prensa. Assessing changes in habitat quality due to land use changes in *Testudo graeca* using herarchical habitat models. *Diversity and Distributions*.

ANDREU, A.C. 1988. Las poblaciones naturales de tortuga mora (*Testudo graeca* L.) en el sureste peninsular. *Boletín de Homenaje a Antonio Cano Gea*. Servicio de publicaciones del Instituto de Estudios Almerienses, 211-215.

ANDREWARTHA, H.G. & BIRCH, L.C. 1954. *The distribution and abundance of animals*. University of Chicago Press.

ARAUJO, M.B. & GUISAN, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography,* 33: 1677-1688.

AUFFENBERG, W. & FRANZ, R. 1982. The status and distribution of the gopher tortoise (*Gopherus polyphemus*). In: Bury R.B (Ed.). *North American tortoises: conservation and ecology.* U.S. Fish and Wildlife Service, Wildlife Research Report 12.

BRAND, L.A., NOON, B.R. & SISK, T.D. 2006. Predicting abundance of desert riparian birds: validation and calibration of the effective area model. *Ecological Applications*, 16: 1090-1102.

FIELDING, A.H. & BELL, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24: 38-49.

GUISAN, A. & THUILLER, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993-1009.

KAZMAIER, R.T, HELLGREN, E.C. & RUTHVEN, D.C. 2001. Habitat selection by Texas tortoise in managed thornscrub ecosystem. *Journal of Wildlife Management*, 65: 653-660.

LIU, C., BERRY, P.M., DAWSON, T.P. & PEARSON, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28: 385-393.

LÓPEZ JURADO, L.F., TALAVERA, P.A., IBÁÑEZ, J.M., MAC IVOR, J.A. & GARCÍA ALCÁZAR, A. 1979. Las tortugas terrestres *Testudo graeca y Testuido hermanni* en España. *Naturalia Hispanica, 17. ICONA*. Madrid.

MCCULLAGH, P. & NELDER, J.A. 1989. *Generalised Linear Modelling*. - Chapman & Hall.

MORRISON, M.L., TIMOSSI, I.C. & WITH, K. 1987. Development and testing of linear regression models predicting bird-habitat relationships. *Journal of Wildlife Management,* 51: 247-253.

NIELSEN, S.E., JOHNSON, C.J., HEARD, D.C. & BOYCE, M.S. 2005. Can models of presence-absence be used to scale abudance? Two case studies considering extremes in life history. *Ecography*, 28: 197-208.

PEARCE, J.L. & BOYCE, M.S. 2006. Modelling distribution and abundase with presence-only data. *Journal of Applied Ecology*, 43: 405-412.

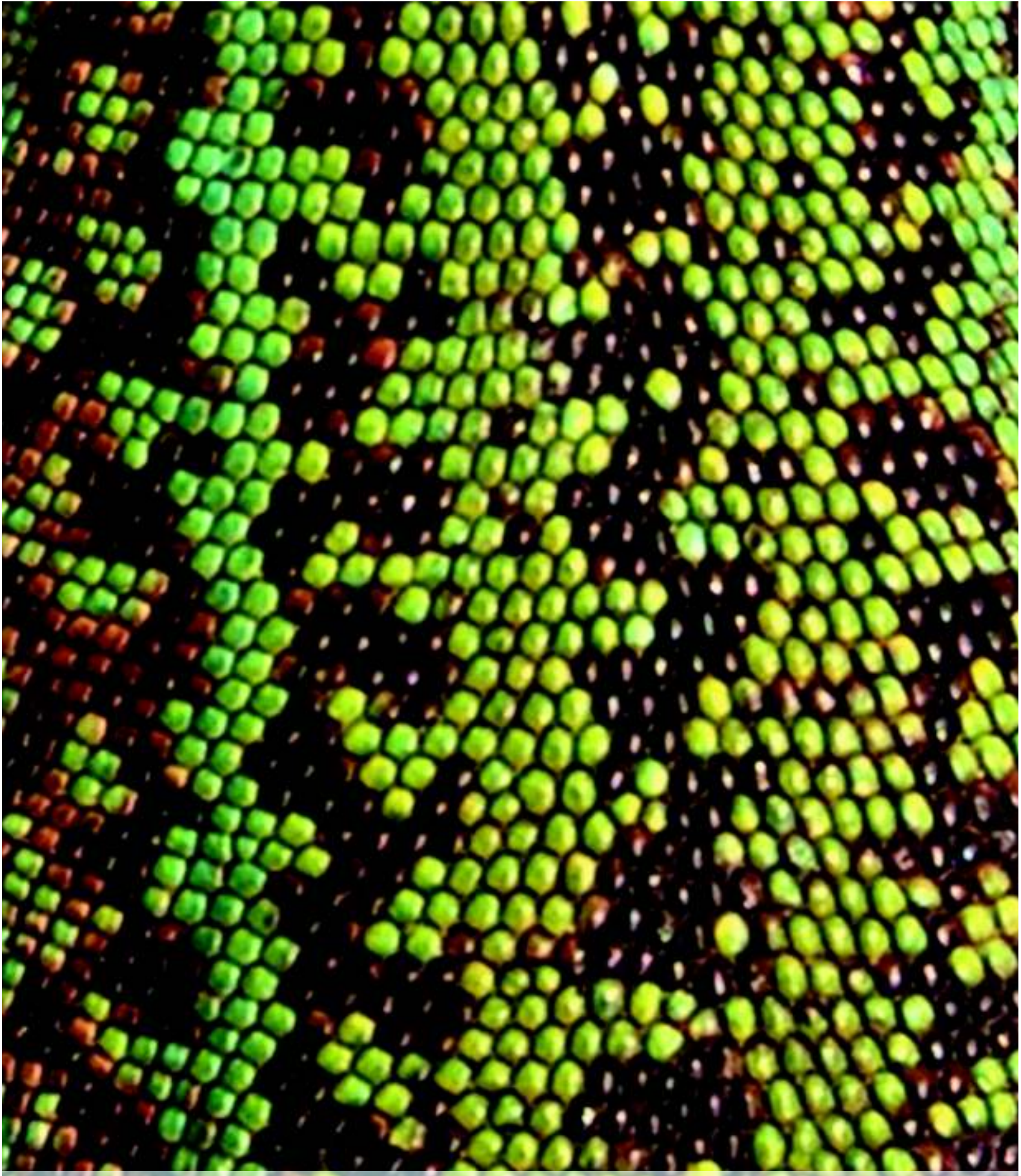
PEARCE, J. & FERRIER, S. 2001. The practical value of modelling relatiove abudance of species for regional conservation planning: a case study. *Biological Conservation*, 98: 33-43.

PEREZ, I., GIMÉNEZ, A., ANADÓN, J.D., MARTINEZ, M. & ESTEVE, M.A. 2002. Patrones de actividad estacional y diario de la tortuga mora *Testudo graeca* L. 1758 ssp. *graeca*. en el sureste de la península ibérica. *Anales de Biología*, 24: 65-75.

STAUFFER, D.F. 2002. Linking populations and habitats: where have we been?. In: Scott, J.M. et al. (Eds.). *Predicting species occurrences. Issues of accurancy and scale*. Island Press.

STUBBS, D. & SWINGLAND, I.R. 1984. The ecology of mediterranean tortoise (*Testudo hermanni*): a declining population. *Canadian Journal of Zoology*, 63: 169-180.

Foto: Manu Océn



Efectos de una traslocación con fines conservacionistas sobre los patrones de movimiento de la tortuga mora (*Testudo graeca*) en el sureste de la Península Ibérica

Alicia Montesinos, José Daniel Anadón, Andrés Giménez, Raúl Sempere, Ignacio Mora, Emilio Díez de Revenga & Jorge Sánchez

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	272-280	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Efectos de una traslocación con fines conservacionistas sobre los patrones de movimiento de la tortuga mora (*Testudo graeca*) en el sureste de la Península Ibérica

A conservationist traslocation effects on movement patterns of spur-thighed tortoise (*Testudo graeca*) in South-Eastern Spain

Alicia Montesinos[1,2]*, José Daniel Anadón[1], Andrés Giménez[1], Raúl Sempere[1], Ignacio Mora[1], Emilio Díez de Revenga[3] & Jorge Sánchez[3]
[1]Área de Ecología. Universidad Miguel Hernández. Edif. Torreblanca. Campus de Elche. Avda/ Ferrocarril s/n., 03202 Elche. España.
[2]Dirección actual: Dpto. Ecología Integrativa. Estación Biológica Doñana. CSIC.
Av. Maria Luisa s/n, 41013 Sevilla. España.
[3]AMBIENTAL S.L. C/ González Adalid 11, 30001 Murcia. España.
*amontesinos@ebd.csic.es

RESUMEN

El creciente desarrollo de actividades socioeconómicas, especialmente infraestructuras, urbanizaciones y transformaciones agrícolas, supone una importante pérdida de hábitat para especies amenazadas, como es el caso de la tortuga mora *Testudo graeca graeca* en el sureste Ibérico. En algunos casos las evaluaciones de impacto ambiental de estas actividades incluyen como medida correctora la traslocación de individuos del área afectada; sin embargo no se conoce en detalle la efectividad de esta acción. En un área afectada por transformaciones de este tipo se han seguido durante dos años con radioemisor seis hembras traslocadas y seis no traslocadas (control) y se han estudiado los efectos de la traslocación sobre los patrones de movimiento. Las tortugas traslocadas, a diferencia de las control, recorren largos desplazamientos erráticos que van disminuyendo a lo largo de la siguiente primavera después de su traslocación. En este periodo de actividad las tortugas traslocadas cubrieron una mayor área de campeo que las tortugas control. Este comportamiento parece amortiguarse en el segundo año en el que, aunque no se encuentran diferencias estadísticamente significativas, las distancias y áreas de campeo siguen siendo mayores que en los animales control. Se ha observado una tendencia en 2 de las 6 hembras traslocadas a acercarse a la zona donde fueron capturadas. Los resultados permiten hacer algunas sugerencias a tener en cuenta en futuras traslocaciones, necesarias para el rescate de animales afectados por procesos de pérdida de hábitat, en particular sobre las distancias de las traslocaciones y la superficie de hábitat adecuado que se requieren.

PALABRAS CLAVE: Traslocación, *Testudo graeca*, patrón de movimiento, área de campeo

ABSTRACT

The increasing development of socioeconomic activities especially new resident areas, infrastructures and agriculture transformations, can cause an important habitat loss for threatened species, as it is the case of the spur-thighed tortoise *Testudo graeca* in south-eastern Spain. Relocation of animals is sometimes proposed as a mitigation measure in environmental impact studies. However, the effectiveness of this conservation action has not been studied in detail so far. This work has studied the movement patterns of tortoises affected by a relocation programme. Here, six relocated and six control (non-relocated) females, which were in a similar place a few kilometres away, were monitored during 2 years using radio-transmitters. Relocated tortoises carry out large erratic movements which were decreasing along the following spring after the relocation. During this spring, relocated tortoises scored larger home ranges than non-relocated. This behaviour becomes softer the second year after the relocation when, although no statistics differences were found, the mean distances scored and home range sizes covered by the relocated tortoises were still larger than control individuals. Two out of six relocated females shown homing behaviour. The results of this study allow to make some suggestions, mainly related to relocation distances and the proper optimum habitat area that these actions require, that could be taken into account in future relocations of *Testudo graeca*.

KEY WORDS: Relocation, *Testudo graeca*, movement pattern, home range

LABURPENA

Jarduera sozioekonomikoen garapen gero eta handiagoak (eta batez ere azpiegiturek, urbanizazioek eta nekazaritza-eraldakuntzak eurekin dakartenak), habitat-galera handia sortarazi dute espezie mehatxatuen artean, Iberiako hegoaldean *Testudo graeca graeca* dortoka greziarraren kasuan bezala. Zenbaitetan, jarduera horien ingurumen-inpaktuaren azterketek, erasana izan den eremuko indibiduoak traslokatzea edo berriz kokatzea ekarri izan dute eurekin neurri zuzentzaile modura, ekintza horren eraginkortasuna norainokoa den, jakin, ez badakigu ere. Mota horretako eraldakuntzen eragina jasan duen eremu batean, traslokatuak izan diren sei emeri (irrati-igorgailua) eta traslokatuak izan ez diren beste sei emeri (kontrola) jarraipena egin zitzaien bi urtez, eta traslokazioak mugimendu-ereduetan dauzkan ondorioak aztertu dira. Traslokaturiko (edo berriz kokaturiko) dortokek, kontrola jaso dutenek ez bezala, lekuz aldatzeko distantzia handiak egiten dituzte, zeinak urriagotzen baitoaz traslokatuak izan zirenetik hurrengo udaberrira bitartekoan. Denboraldi horretan, berriz kokaturiko dortokek kontrolaturiko dortokek baino landa-eremu handiagoa hartu zuten. Jokabide hori badirudi bigarren urtean moteltzen dela; hala ere, bigarren urte horretan, nahiz-eta estatistika aldetik hauteman diren aldeak handiegiak ez izan, kanpeoek eta distantziek kontroleko animaliekin egindakoek baino nabarmen handiagoak izaten jarraitzen dute. Traslokatuak izan diren 6 emetatik 2ri, harrapatuak izan zireneko lekura itzultzeko joera antzeman zaie. Lortutako emaitzek zenbait iradokizun egiteko aukera ematen dute, etorkizunean egin beharreko traslokazioetan kontuan izan beharrekoak, habitata galtzearen prozesuen ondorioak jasan dituzten animaliak salbatzearren eta batez ere, egin beharreko traslokazio-distantziei buruz eta habitat-eremu egokiei buruz gehiago jakitearren.

GAKO-HITZAK: Traslokazioa, *Testudo graeca*, mugimendu-eredua, kanpeo-eremua

INTRODUCCIÓN

El creciente desarrollo de actividades urbanísticas y agrícolas, con sus infraestructuras asociadas, supone muchas veces una importante pérdida de hábitat para especies amenazadas. Este es el caso de la tortuga mora *Testudo graeca* en el sureste ibérico. En ocasiones, la traslocación de ejemplares se ha propuesto como medida correctora en estudios de impacto ambiental de infraestructuras que afectan a poblaciones de tortuga (Guyot & Clobert, 1997). Sin embargo, la efectividad de las traslocaciones como medida de conservación es un tema que sigue en discusión (Dodd & Seigel, 1991; Burke, 1991; Fisher & Lindenmayer, 2000; Seigel & Dood, 2000, 2002; Edgar *et al.*, 2005). Así mismo, los efectos derivados de las traslocaciones, en relación a la alteración de los patrones de movimiento de los ejemplares traslocados, pueden tener implicaciones en la conservación de estas especies. El comportamiento de Testudo graeca condiciona su detectabilidad en el campo (Lambert, 1981). Una mayor detectabilidad de la especie, causada por la alteración de los patrones de movimiento, puede incrementar una de las principales amenazas para esta especie: la captura de individuos como animales de compañía (Pérez *et al.*, 2004). Para el caso de otra tortuga terrestre (*Ghopherus polyphermus*), se ha comprobado en Estados Unidos que la traslocación de individuos aumenta las distancias recorridas por los ejemplares traslocados, siendo estos efectos más predominantes durante el primer año después de la traslocación (Tuberville *et al.*, 2005). Sin embargo, no se tienen resultados congruentes en cuanto a si las tortugas terrestres reconocen los lugares de refugio y cría dentro del área de campeo (Chelazzi & Francisci, 1979; Berry, 1986), lo que podría condicionar la afinidad al lugar de suelta en acciones de traslocación de ejemplares.

En este trabajo se estudian los efectos de una traslocación de *Testudo graeca* con fines conservacionistas y se discuten las implicaciones que estos efectos podrían tener en la conservación de esta especie. A partir de una traslocación llevada a cabo como medida correctora de un proyecto urbanístico que se llevará a cabo junto al núcleo principal de la distribución de la especie en el sureste ibérico, en la Sierra de la Almenara (Giménez *et al.*, 2004a) se siguieron durante dos años hembras traslocadas y no traslocadas, con dos objetivos principales: estudiar los efectos de la traslocación sobre los patrones de movimiento de los individuos y determinar la existencia de variabilidad temporal (estacional e interanual) en la intensidad de estos efectos. Se aporta información descriptiva sobre el establecimiento de los ejemplares traslocados en la zona de suelta. Para desarrollar estos objetivos, y en base a la información previa disponible para otras especies similares, se plantean dos predicciones concretas: (1) los ejemplares traslocados alteran su patrón de movimiento recorriendo mayores distancias y cubriendo mayores áreas de campeo que las tortugas no traslocadas; (2) las distancias recorridas y las áreas de campeo descritas por las tortugas traslocadas se atenúan al cabo de un tiempo.

MÉTODOS

El área de estudio incluye la zona sujeta a transformación, de la que se rescataron los ejemplares que posteriormente se traslocaron; la zona de suelta en la que se liberaron los animales y la zona donde se radiosiguieron las tortugas control. Las zonas de captura y suelta de las tortugas traslocadas están situadas en la sierra de Almenara (Lorca, Murcia), distantes 1-2 km entre sí (UTM: 30S 621, 4157; 30S 622, 4156 respectivamente) (Giménez *et al.*, 2004 b) (figura 1). La zona control se encuentra a unos 2-3 km del lugar de la traslocación y está incluida en la Reserva Biológica de "Las Cumbres de la Galera" (UTM 30S 619,4155).

Las tres zonas presentan hábitat óptimo para la especie según los estudios de relación especie-hábitat disponibles (Anadón *et al.*, 2006), están a una altura aproximada de 500 m.s.n.m., con una precipitación media anual en torno a los 290 mm y una temperatura media anual de 17ºC. Geomorfológicamente se caracterizan por ser un pie de monte donde se alternan materiales sedimentarios gruesos y materiales silíceos. La vegetación esta formada principalmente por matorrales de colonización de distintas edades, acompañados de campos de cultivo de secano herbáceo y secano arbóreo abandonados (Giménez *et al.*, 2004b).

Se siguieron con radioemisor (emisores modelo EN-10 y receptor TR-4 de 1-2 km de alcance TinyLoc, Barcelona) 6 hembras traslocadas desde mayo de 2004 hasta enero de 2006, con una periodicidad variable en función de los patrones estacionales de actividad de la especie (Pérez *et al.*, 2002). En primavera las localizaciones fueron semanales, en otoño quincenales y en verano e invierno mensuales. Tres de estos ejemplares no pudieron seguirse en el otoño de 2005 porque dejaron de emitir señal. Los patrones de movimiento de estos ejemplares traslocados se comparan con 6 hembras no traslocadas (control) seguidas desde marzo de 2005 hasta enero de 2006. Todas las localizaciones se registraron con un GPS (Trimble, modelo Geoexplorer) con una precisión media de 10 m.

Para caracterizar el patrón de movimiento se han utilizado descriptores de dos tipos: (1) descriptores lineales que aportan información sobre las distancias recorridas por los ejemplares estudiados y sobre el patrón de movimientos que realizan; (2) descriptores de superficie que estiman el área potencialmente utilizada por las tortugas en cada periodo de estudio. Como descriptores lineales se han considerado la "distancia recorrida entre dos localizaciones consecutivas" correspondiente a la distancia, medida en línea recta y en metros, recorrida por un ejemplar entre dos localizaciones consecutivas y la "distancia total" calculada como la suma de las distancias desde el inicio hasta el final del periodo de tiempo considerado para cada análisis. Las medidas de las distancias recorridas entre dos localizaciones consecutivas se han clasificado según el periodo de la primavera al que correspondían: principio (hasta el 12 de mayo), mediados (del 12 al 30 de mayo) o final (del 30 de mayo al 28 de junio). Como descriptor de superficie se ha empleado el "área del polígono mínimo convexo" (MOHR, 1947), descrita como el polígono de menor tamaño posible que se puede trazar abarcando todos los puntos registrados para cada tortuga (los descriptores lineales y de superficie se han calculado utilizando el software Arc Gis. ESRI 9.0).

Se ha considerado por separado los dos periodos de actividad de la especie (primavera y verano). Debido a que algunos ejemplares fueron encontrados antes que otros, el número de localizaciones no coincide en todos y esto podría afectar el cálculo de las distancias totales recorridas, ya que a mayor número de localizaciones puede hacer que la distancia total (suma de distancias entre dos localizaciones) sea mayor. Para evitar este sesgo se seleccionaron al azar para los análisis tres localizaciones para cada ejemplar (7 localizaciones por tortuga para los análisis relativos a la primavera y 5 para el otoño).

Los efectos de la traslocación sobre los patrones de movimiento de las tortugas se estudiaron comparando los valores medios de los descriptores lineales (distancia media entre dos localizaciones y distancia total) y superficiales (área del polígono mínimo convexo) de las tortugas control y traslocadas. Para este análisis sólo se consideraron las localizaciones de tortugas registradas durante 2005, ya que no se dispuso de grupo control durante 2004. Se realizó un análisis de la varianza considerando los descriptores como variable dependiente, la situación (traslocadas y control) como factor fijo (ANOVA de 1 vía) y el peso de cada tortuga, cuando resultó ser estadísticamente significativo, se incluyó como covariable (Modelo lineal general univariante).

Para estudiar si los efectos que la traslocación pudo ocasionar sobre los desplazamientos de las tortugas traslocadas siguen presentándose un año después de la traslocación, se compararon los valores medios de los descriptores del movimiento anteriormente descritos en las tortugas traslocadas en 2004 y 2005 (un año después de la traslocación). Se realizaron análisis de la varianza considerando los descriptores como variable dependiente, el año como factor fijo (2004 y 2005) (ANOVA de 1 vía) y el peso de cada tortuga, cuando resultó ser estadísticamente significativo, se incluyó como covariable (modelo lineal univariante).

En el caso de las distancias recorridas entre dos localizaciones consecutivas se consideró cada una de las distancias recorridas por una misma tortuga como medidas repetidas de un mismo factor. En todos los casos se aplicó una transformación logarítmica para normalizar los datos. Estos análisis se realizaron utilizando el software SPSS 13.0.

RESULTADOS

Efectos de la traslocación sobre los patrones de movimiento

La comparación de los movimientos realizados durante la primavera de 2005 por las tortugas traslocadas y las tortugas control sugiere que los patrones de movimiento de ambos grupos son marcadamente diferentes. En relación a las distancias recorridas entre dos localizaciones consecutivas se encuentran diferencias estadísticamente significativas en la interacción entre la situación de las tortugas (control y traslocadas) y las distancias recorridas en los diferentes periodos en que dividimos la primavera (principio, mediados y final) (tabla I). Así las tortugas control recorren distancias similares en los tres periodos de la primavera, mientras que las traslocadas muestran una tendencia a disminuir las distancias recorridas conforme avanza la primavera (figura 1). Sin embargo, no se encuentran diferencias estadísticamente significativas entre las tortugas traslocadas y las control ni en primavera (n=6; media ± error estándar: control 67.4±13.56 m, traslocadas: 111.7±20.2 m) ni en otoño (n=6; control 41.87±11.3 m, traslocadas: 58.5±19.3 m).

No se encuentran diferencias cuando se comparan las distancias totales recorridas entre los dos grupos de tortugas (n=6; control: 404.2±81.3 m, traslocadas: 670.3±121.7 m). En cuanto a la superficie del área de campeo descrita en primavera por ambos grupos de tortugas, la superficie resultó ser mayor en las traslocadas (tabla I y figura 2).

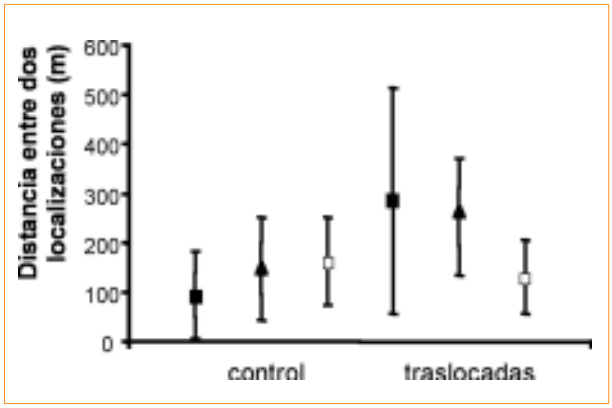


Figura 1. Medias ± Error Estándar de las distancias recorridas entre dos localizaciones consecutivas por las tortugas control (n=6; 64.4±13.6 m) y traslocadas (n=6; 111.7±20.2 m). Se diferenció entre tres periodos distintos de la primavera: principios (cuadrado relleno), mediados (triángulo) y finales (cuadrado vacío).

Figure 1. Mean ± Standard Error of the distances scored between two consecutive locations of non-relocated (n=6; 64.4±13.6 m) and relocated (n=6; 111.7±20.2 m) tortoises. We distinguished among three different periods during the spring: "at the beginning", "in the middle" and "at the end of the spring".

Descriptor	Factor	df	F	p
Distancias entre dos localizaciones	Situación	1	3.39	0.09
	Error	10		
	Periodo de la primavera	1	0.12	0.73
	Situación x Periodo	1	4.51	0.05
	Error	10		
	Situación	1	3.79	0.08
Distancia total	Error	11		
	Situación	1	35.75	0.00
Área	Peso	1	6.50	0.03
	Error	9		

Tabla I. Resultados de los modelos lineales generales mediante los que se comparan los distintos descriptores para los movimientos realizados en la primavera de 2005 por las tortugas control y traslocadas. El factor "situación" tiene dos niveles: traslocadas y control, y el factor "periodo" tres niveles: principios, mediados y finales de la primavera.

Table I. General linear models results in which movement descriptors have been compared between relocated and non-relocated tortoises in spring 2005. The factor "location" has 2 levels, "relocated" and "non-relocated" and period has 3 levels: "at the beginning", "in the middle" and "at the end of the spring".

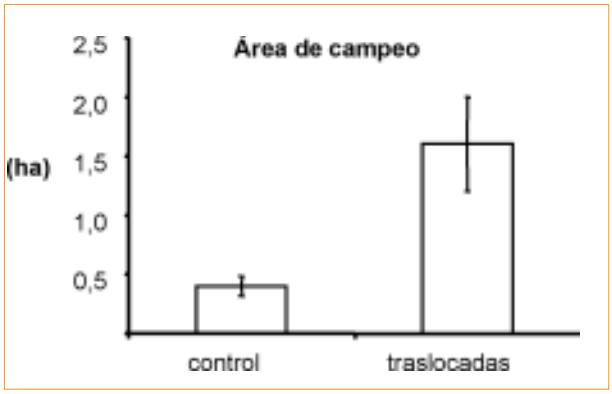


Figura 2. Durante la primavera de 2005: Medias ± Error Estándar de la superficie de las áreas de campeo descritas por las tortugas control (n=6; 0.4±0.1 ha) y traslocadas (1.6 ±0.4 ha).

Figure 2. During spring 2005: Mean ± Standard Error of the home range surface covered by non-relocated (n=6; 0.4±0.1 ha) and relocated tortoises (1.6 ±0.4 ha).

Durante el siguiente otoño (2005) no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las tortugas traslocadas y control en ninguno de los descriptores (n: control=6, traslocadas=3; Distancia entre dos localizaciones control: 41.9±11.4 m, traslocadas: 58.5±19.3 m; Distancia total control: 167.5±45.3 m, traslocadas: 234.0±77.3 m; Área de campeo control: 0.1±0.1 ha, traslocadas: 0.4 ±0.1 ha) (tabla II.).

Descriptor	Factor	df	F	p
Distancias entre dos localizaciones	Situación	1	3.34	0.57
	Error	7		
	Periodo de la primavera	1	3.89	0.08
	Situación x Periodo	1	0.79	0.40
	Error	7		
	Situación	1	0.05	0.39
Distancia total	Error	8		
	Situación	1	0.22	0.65
Área	Peso	1	5.20	0.06
	Error	6		

Tabla II. Resultados de los modelos lineales generales en los que se comparan los distintos descriptores del movimiento considerando los movimientos realizados en el otoño de 2005 por las tortugas control y traslocadas. El factor "situación" tiene dos niveles: traslocadas y control, y el factor "periodo" tres niveles: principios, mediados y finales de la primavera.

Table II. General linear models results in which movement descriptors have been compared between relocated and non-relocated tortoises in fall 2005. The factor "location" has 2 levels "relocated" and "non-relocated" and period has 3 levels: "at the beginning", "in the middle" and "at the end of the spring".

Variabilidad temporal de los efectos de la traslocación

No se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre los años 2004 y 2005 al comparar los movimientos de primavera de las tortugas traslocadas (n=6; Distancia entre dos localizaciones: 2004: 195.5±58.8 m, 2005: 61.6±13.1 m; Distancia total: 2004: 374.4±120.6 m, 2005: 123.3±26.3 m; Área: 2004: 0.6±0.4 ha, 2005: 0.1±0.05 ha) (tabla III).

Durante el otoño se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la superficie del área de campeo, siendo mayor en 2005 (tabla III y figura 3), y no se encontraron diferencias en el resto de descriptores (n=3; Distancia entre dos localizaciones: 2004: 19.1±8.1 m, 2005: 73.4±21.4 m; Distancia total: 2004: 38.2±16.1 m, 2005: 146.8±42.9 m).

Descriptor	Factor	df	F	p	df	F	p
Distancias entre dos localizaciones	Año	1	3.17	0.10	1	4.80	0.09
	Error	11			5		
Distancia total	Año	1	2.80	0.12	1	4.80	0.09
	Error	11			5		
Área	Año	1	2.73	0.12	1	9.88	0.03
	Error	11			5		

Tabla III. Resultados de los modelos lineales generales en los que se comparan los distintos descriptores del movimiento de las tortugas traslocadas considerando los movimientos estacionales (primavera y otoño) y anuales (2004 y 2005).

Table III. General linear models results in which movement descriptors of relocated tortoises have been compared between 2004 and 2005, taking into account seasonal variation (spring and fall).

Descripción del establecimiento de los ejemplares traslocados

Aunque las tortugas no muestran una dirección predominante clara desde el lugar en el que se liberaron hasta el punto en el que se capturaron por primera vez (dirección NO), podría haber cierta tendencia a moverse predominantemente hacia el oeste, acercándose al lugar de captura (figura 3).

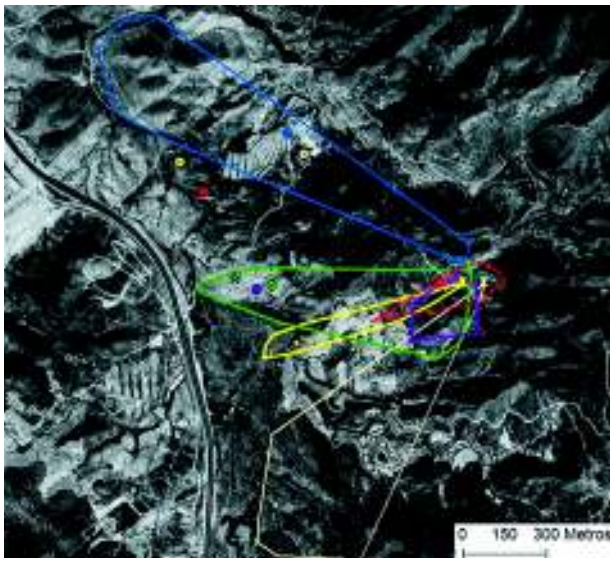


Figura 3. Representación de los lugares de captura y suelta después de la traslocación, últimas localizaciones y polígonos mínimos convexos de las 6 tortugas traslocadas, teniendo en cuenta todas las localizaciones desde el inicio de la traslocación hasta el otoño de 2005. Se indican los lugares donde se capturaron por primera vez (⊙), liberaron tras la traslocación (📌) y localizaron por última vez en el otoño de 2005 (☆).

Figure 3. Representation of capture and releasing sites, last locations and minimum convex polygons of the 6 relocated tortoises, taking into account all locations from their release in the spring of 2004 to autumn 2005. It is shown: the place where it was collected the first time (⊙), where it was released (📌), and its last location in fall 2005 (☆).

Los movimientos de las 6 tortugas traslocadas también se caracterizan por ser muy variables en los patrones de movimiento (figura 4). Dos de las seis tortugas, tras efectuar movimientos erráticos en los que realizan grandes desplazamientos, se aproximan a la zona de su captura y se estabilizan después del estiaje. Otras dos tortugas se alejan de la zona de suelta con movimientos erráticos en la primera primavera, pero no se acercan a la zona en la que fueron capturadas. Y las otras dos se estabilizan después del verano cerca de la zona de suelta.

DISCUSIÓN

Las traslocaciones como medidas de conservación son bastante controvertidas y en ocasiones pueden poner en riesgo las poblaciones recipiente; por ejemplo, por transmisión de enfermedades, aumento de predación o pérdida de variabilidad genética (Cunningham, 1996; Alberts *et al.*, 1998;

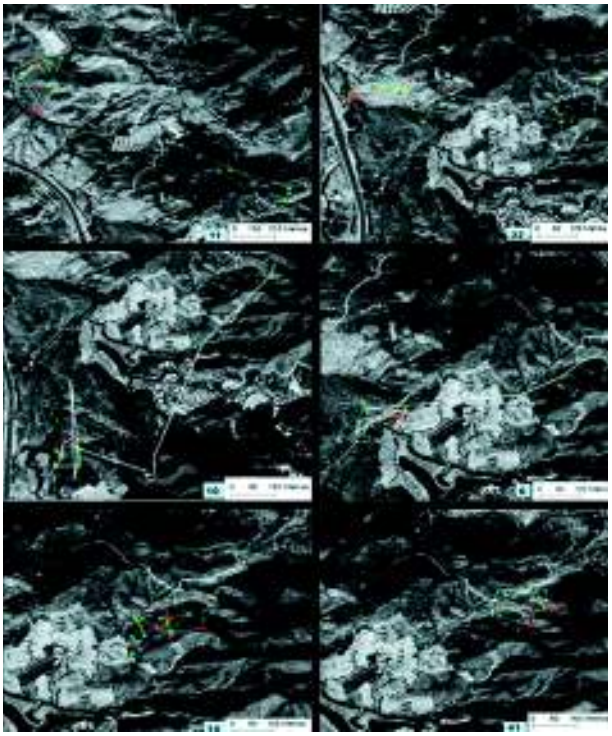


Figura 4. Trayectoria de cada una de las tortugas traslocadas (indicando la marca de cada una de ellas en el recuadro azul dentro de cada mapa, junto a la escala). Los triángulos representan localizaciones de 2004, los círculos de 2005 y cada estación viene representada por un color, siendo primavera verde, otoño amarillo, invierno azul y verano rojo.

Figure 4. Tracking of relocated tortoises from their release in the spring of 2004 to autumn 2005. Different colour and shape codes have been employed to distinguish years (triangles=2004 and circles=2005) and seasons (green=spring, fall=yellow, winter=blue and summer=red). The number in the blue square represents the identifying mark of each tortoise.

Banks *et al,*. 2002; Ficetola & De Bernardi, 2005). El monitoreo de los ejemplares traslocados y sus interacciones con la población recipiente aportan información sobre la efectividad y las implicaciones de estas medidas. Este conocimiento puede ser aplicable para discernir en qué casos son adecuadas las traslocaciones y proponer mejoras en su diseño de tal manera que se optimice su éxito y se eviten riesgos para las poblaciones silvestres.

En nuestro caso de estudio se han obtenido resultados de interés que tienen implicaciones para el diseño de futuras actuaciones. La traslocación llevada a cabo afectó a los patrones de movimiento de las tortugas traslocadas como preveíamos aumentando las áreas de campeo en el caso de las tortugas traslocadas con respecto a las control. Estas diferencias se dan sobre todo al principio de la primavera de 2005 (durante 2004 no se pudo realizar esta comparación), y tanto en las distancias como en el área de campeo la variabilidad es mucho mayor en el caso de las tortugas traslocadas.

Los efectos de la traslocación parecen mitigarse al cabo de un año, disminuyendo las distancias medias recorridas y las áreas de campeo

de las tortugas traslocadas en la primavera de 2005 con respecto a 2004. En otoño sin embargo, los movimientos son mayores en 2005, pero hay que tener en cuenta que para estos análisis sólo se contó con tres individuos por grupo, justamente los ejemplares que se movieron menos en la primavera de 2004, por lo que el bajo tamaño de muestra introduce un sesgo en el análisis que podría estar afectando mucho estos resultados. Esta tendencia a alcanzar cierta estabilidad en los patrones de movimiento a corto-medio plazo, después de haber realizado movimientos erráticos que superan su habitual área de campeo, también ha sido descrita en experimentos con cercados realizados en otras especies de tortugas terrestres que aumentan la fidelidad al lugar de suelta al cabo de cierto tiempo (TUBERVILLE *et al.*, 2005) y en condiciones naturales en traslocaciones de especies similares (*Testudo hermanni* Gmelin) (CHELAZZI & FRANCISCI, 1979).

En cualquier caso, se observa una gran variabilidad en los patrones de movimiento de las 6 tortugas traslocadas (figura 4). Dos de las seis tortugas, tras efectuar movimientos erráticos en los que realizaron grandes desplazamientos, se aproximaron a la zona de su captura y se estabilizaron después del estiaje. Otras dos tortugas se alejaron de la zona de suelta con movimientos erráticos en la primera primavera, pero no se acercaron a la zona en la que fueron capturadas. Y las otras dos se estabilizaron después del verano cerca de la zona de suelta. Este efecto también ha sido descrito para otras especies (LARKIN *et al.*, 2004; TUBERVILLE *et al.*, 2005).

Sería necesario disponer de información a más largo plazo, con animales de ambos sexos y en mayor número. Aun así se pueden extraer algunas consideraciones interesantes a tener en cuenta en la aplicación de las traslocaciones como herramientas de gestión y conservación. En la localidad recipiente debe garantizarse que existe suficiente superficie de hábitat de buena calidad disponible para que los individuos puedan realizar estos desplazamientos especialmente largos sin retornar al lugar del que se extrajeron, evitando que les afecten las actuaciones negativas que motivaron la traslocación. En este ejemplo, 1-2 km de distancia entre la zona de captura y de suelta ha resultado insuficiente. Por otra parte, hay que tener en cuenta que si las traslocaciones se realizan a localidades muy alejadas pueden provocar la pérdida de variabilidad genética por exogamia genética si estas poblaciones han acumulado adaptaciones a sus respectivos ambientes locales (FICETOLA & DE BERNARDI, 2005). Así, la decisión sobre la distancia entre la zona de captura y de suelta debe resultar del compromiso entre evitar el retorno de los ejemplares y garantizar que la suelta no se esté haciendo en una población genéticamente diferente.

En este trabajo se ha estudiado el efecto de las traslocaciones sobre los patrones de movimiento, pero estas acciones de manipulación de poblaciones pueden inducir otro tipo de alteraciones importantes para la dinámica poblacional, como la reproducción, la mortalidad o la condición física de los animales, tal y como se ha comprobado en otros casos (SARRAZIN & LEGENDRE, 2000; JAMIESON & RYAN, 2000; POPLE *et al.*, 2001; NICOLL *et al.*, 2003; ROBERT *et al.*, 2004). La profundización en todos estos factores aportaría información útil para un uso adecuado de las traslocaciones como herramientas de conservación de fauna amenazada.

AGRADECIMIENTOS

Agradecer la colaboración en la preparación de la información a Rubén Ballestar e Irene Pérez. Xavier Picó, Mª José Carmona, Alejandro Martínez, Juan Quetglas y Airam Rodríguez revisaron y aportaron sustanciales mejoras al manuscrito.

En el campo Alejo, Beatriz, Ezequiel, Antonio, David, Sonia, Isabel, Loles, José María, Jorge, Pedro, Rubén, Marta, Paqui, Iván, Patricia, María José, José Luís y Carlos participaron en la búsqueda de tortugas para su traslocación.

Finalmente agradecer a Marcos, guarda de la finca, su colaboración y disposición en todo momento; a la Fundación Global Nature (Finca "La Galera") y a los técnicos y agentes de la Dirección General del Medio Natural. Este proyecto fue financiado por la empresa AMBIENTAL S.L.

BIBLIOGRAFÍA

ALBERTS, A.C., OLIVA, M.L., WORLEY, M.B., TELFORD, J.R., MORRIS, P.J. & JANSSEN, D.L. 1998. The need for pre-release health screening in animal translocations: a case study of the Cuban iguana *(Cyclura nubila). Animal Conservation,* 1 (3): 165-72.

ANADÓN, J.D., GIMÉNEZ, A., MARTÍNEZ, M., MARTÍNEZ, J., PÉREZ, I. & ESTEVE, M.A. 2006. Factors determining the distribution of spur-thighed tortoise *Testudo graeca* in south-east Spain: a hierarchical approach. *Ecography*, 29: 1-8.

BANKS, P.B., NORRDAHL, K. & KORPIMÄKI, E. 2002. Mobility decisions and the predation risks of reintroduction. *Biological Conservation*, 103 (2): 133-8.

BERRY, K.H. 1986. Desert tortoise (*Gopherus agassizzi*) relocation: implications of social behaviour and movements. *Herpetologica*, 42: 113-125.

BURKE, R.L. 1991. Relocations, repatriations, and translocations of amphibians and reptiles: taking a broader view. *Herpetologica*, 47 (3): 350-357.

CHELAZZI, G. & FRANCISCI, F. 1979. Movement patterns and homing behaviour of *Testudo hermanni* Gmelin (Reptilia Testudinidae). *Monitore Zoologico Italiano*, 13: 105-127.

CUNNINGHAM, A.A. 1996. Disease risks of wildlife translocations. *Conservation Biology*, 10 (2): 349-53.

DODD, C.K., SEIGEL, R.A. 1991. Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work? *Herpetologica*, 47 (3): 336-50.

EDGAR, P.W., GRIFFITHS, R.A. & FOSTER, J.P. 2005. Evaluation of translocation as a tool for mitigating development threats to great crested newts (*Triturus cristatus*) in England, 1990–2001. *Biological Conservation*, 122 (1): 45-52.

FICETOLA, G.F. & DE BERNARDI, F. 2005. Supplementation or in situ conservation? Evidence of local adaptation in the Italian agile frog *Rana latastei* and consequences for the management of populations. *Animal Conservation*, 8 (1): 33-40.

FISCHER, J. & LINDENMAYER, D.B. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*, 96 (1): 1-11.

GIMÉNEZ, G., MONTESINOS, A., ANADÓN, J.D., BOTELLA, F., MÍNGUEZ, E. & SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A. 2004a. *Translocación de tortuga mora* (Testudo graeca graeca) *en el paraje de Villarreal (Purias, Lorca).* Informe técnico. Ambiental S.L.

GIMÉNEZ, A., ESTEVE, M.A., PÉREZ, I., ANADÓN, J.D., MARTÍNEZ, M., MARTÍNEZ, J. & PALAZÓN, J.A. 2004b. *La tortuga mora. Conservación de una especie amenazada.* Diego Marín Librero-Editor. Murcia.

GUYOT, Q. & CLOBERT, J. 1997. Conservation measures for a population of hermann's tortoise *Testudo hermanni* in southern France bisected by a Major highway. *Biological Conservation*, 79: 251- 256.

JAMIESON, I.G. & RYAN, C.J. 2000. Increased egg infertility associated with translocating inbred takahe (*Porphyrio hochstetteri*) to island refuges in New Zealand. *Biological Conservation*, 94 (1): 107-114.

LAMBERT, M.R.K. 1981. Temperature, activity and field sighting in the mediterranean spur-thighed or common garden tortoise *Testudo graeca L. Biological Conservation*, 21: 39-54.

LARKIN, J.L., COX, J.J., WICHROWSKI, M.W., DZIALAK, M.R. & MAEHR, D.S. 2004. Influences on release-site fidelity of translocated elk. *Restoration Ecology*, 12 (1): 97-105.

MOHR, C.O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Naturalist,* 37: 223-249.

NICOLL, M.A.C., JONES, C.G. & NORRIS, K. 2003. Declining survival rates in a reintroduced population of the Mauritius kestrel: evidence for non-linear density dependence and environmental stochasticity. *Journal of Animal Ecology*, 72: 917-26.

PÉREZ, I., GIMÉNEZ, A., ANADÓN, J.D., MARTÍNEZ, M. & ESTEVE, M.A. 2002. Patrones de actividad estacional y diaria de la tortuga mora (*Testudo graeca* L. 1758 ssp. *graeca*) en el sureste de la Península Ibérica. *Anales de Biología*, 24: 65-75.

PÉREZ, I., GIMÉNEZ, A., SÁNCHEZ-ZAPATA J.A., ANADÓN J.D., MARTÍNEZ M. & ESTEVE, M.A. 2004. Non-comercial collection of spur-thighed tortoises (*Testudo graeca graeca)*: a cultural problem in southeast Spain. *Biological Conservation*, 118: 175-181.

POPLE, A.R., LOWRY, J., LUNDIE-JENKINS, G., CLANCY, T.F., MCCALLUM, H.I., SIGG, D., HOOLIHAN, D. & HAMILTON, S. 2001. Demography of bridled nailtail wallabies translocated to the edge of their former range from captive and wild stock. *Biological Conservation*, 102 (3): 285-299.

ROBERT, A., SARRAZIN, F., COUVERT, D. & LEGENDRE, S. 2004. Releasing adults versus young in reintroductions: interactions between demography and genetics. *Conservation Biology*, 18 (4): 1078-1087.

SARRAZIN, F. & LEGENDRE, S. 2000. Demographic approach to releasing adults versus young in reintroductions. *Conservation Biology,* 14 (2): 488-500.

SEIGEL, R.A. & DODD, C.K. 2000. Manipulation of turtle populations for conservation: halfway technologies or viable options?. In: *Turtle conservation*. M.W. KLEMENS (Ed.): 207-217. Smithsonian Institution Press. Washington and London.

SEIGEL, R.A. & DODD, C.K. 2002. Translocations of amphibians: proven management method or experimental technique? *Conservation Biology*, 16 (2): 552-4.

TUBERVILLE, T.D., CLARK, E.E., BUHLMANN, K.A. & GIBBONS, J.W. 2005. Translocation as a conservation tool: site fidelity and movement of repatriated gopher tortoises (*Gopherus polyphemus). Animal Conservation*, 8 (4): 349-358.

Foto: Xabier Rubio

La comunidad de galápagos en la muralla de Hondarribia (País Vasco)

Aitziber Egaña-Callejo & Marc Franch i Quintana

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 25	282-290	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

La comunidad de galápagos en la muralla de Hondarribia (País Vasco)

Pond terrapin communities of the town walls in Hondarribia (Basque Country)

Aitziber Egaña-Callejo[1]* & Marc Franch i Quintana[2,3]
[1]Observatorio de Herpetología. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Zorroagagaina 11. 20014 Donostia-San Sebastián
[2]Dept. Biol. Animal, Facultat de Biologia, Univ. de Barcelona, Av. Diagonal, 645-08028 Barcelona
[3]Fundación *Emys*. Santa Coloma, 12; 17421 Riudarenes (www.fundacionemys.com)
*aegana@aranzadi-zientziak.org

RESUMEN

En el año 2005 se inició el seguimiento de la población de galápagos de las charcas de la muralla de Hondarribia. Las charcas están situadas en el Baluarte de la Reina, aprovechando parte del foso. Se caracterizan por su uso ornamental y un aporte de agua artificial. La composición de la comunidad animal está condicionada al hecho de ser parque urbano; así, la mayoría de las especies presentes son exóticas e invasoras (*Ciprinus carpio, Gambusia holbrooki, Procambarus clarkii*), o antropófilas (*Rattus sp.*). La comunidad de galápagos de las charcas está establecida y mantenida de forma artificial, por la introducción de ejemplares por parte de la ciudadanía. El censo por observación directa reveló el avistamiento de 37 ejemplares de galápagos de las siguientes especies: *Trachemys scripta elegans, Trachemys scripta scripta, Emys orbicularis, Graptemys sp.* y *Mauremys leprosa*. La campaña realizada mediante captura directa y nasas anguileras ha confirmado la presencia de las especies anteriormente citadas, excepto *Graptemys sp.*, y la presencia de híbridos de *T. s. scripta* y *T. s. elegans*

PALABRAS CLAVE: Galápagos exóticos, *Trachemys scripta,* Hondarribia, País Vasco.

ABSTRACT

In the year 2005, a monitoring program of turtle communities began in the ponds of the Hondarribian walls. The ponds are situated in the Queen's Bastion, in part of the defensive ditch. They have an ornamental function and they are artificially supplied with water. The composition of the animal community is conditioned on the fact of being an urban park. Thus, most of the species present are either alien and invasive (*Ciprinus carpio, Gambusia holbrooki, Procambarus clarkii*) or anthropophilic (*Rattus sp.*). The pond turtle community at issue is established and maintained in an artificial way, by means of the introduction of individuals by the citizens. Direct observation censuses have shown the existence of 37 individuals of the following species: *Trachemys scripta elegans, Trachemys scripta scripta, Emys orbicularis, Graptemys sp.* and *Mauremys leprosa*. On the other hand, the captures carried out by floating traps and directly by hand have confirmed the presence of all the aforementioned species but *Graptemys sp.* and also *T. s. scripta* x *T. s. elegans hybrids*.

KEY WORDS: Exotic freshwater turtles, *Trachemys scripta,* Hondarribia, Basque Country.

LABURPENA

2005. urtean, Hondarribiko harresiko urmaeletan bizi ziren apoarmatuen jarraipena hasi zen. Urmaelak Erreginaren Baluartean daude, lubanarroaren zati bat aprobetxatuta. Euren erabilera apaingarria eta daukaten ur artifiziala dira ezaugarri nagusiak. Animali komunitatearen osaera hiri-parkea izatera baldintzaturik dago; gauzak horrela, bertako espezierik gehienak arrotzak edo inbaditzaileak dira (*Ciprinus carpio, Gambusia holbrooki, Procambarus clarkii)* edo antropofiloak dira (*Rattus sp.*). Urmaeletako komunitatea finkaturik eta mantendurik dago modu artifizialean, herritar askok bertan askatutako aleak direla eta. Zuzeneko behaketaren bidez paratutako erroldak 37 apoarmatu jasotzen ditu, honako espezie hauetakoak: *Trachemys scripta elegans, Trachemys scripta scripta, Emys orbicularis, Graptemys sp.*, eta *Mauremys leprosa*. Zuzeneko harrapaketa eta aingira-nasen bidez egindako kanpainak berretsi egin du lehen aipatutako espezien presentzia (*Graptemys sp.* espeziearena izan ezik), baita *T. s. scripta* eta *T. s. elegans* espezie hibridoena ere.

GAKO-HITZAK: Apoarmatu exotikoak, *Trachemys scripta*, Hondarribia, Euskal Herria

INTRODUCCIÓN

La liberación continuada al medio de galápagos alóctonos es un problema de gran magnitud que afecta a los países desarrollados desde mediados de los años 80. En las últimas décadas el comercio masivo de diversas especies ha fomentado una liberación generalizada en diferentes ambientes acuáticos. La gran resistencia inherente a las especies comerciales ha facilitado su naturalización en diferentes países. Actualmente, la especie más conflictiva es la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) (figura 1). Está presente y con poblaciones reproductoras en muchos países de África, Asia, Europa y Suramérica (Tiedemann, 1990; Chen & Lue, 1998) y, especialmente, en países mediterráneos como Francia, Grecia, Italia, Portugal y España (Geniez & Cheylan, 1987; Araújo, 1996; Luiselli *et al.*, 1997; Filella *et al.*, 1999; Pleguezuelos *et al.*, 2002). Dichas áreas presentan características climatológicas similares a las de su distribución original (Arvy, 1998) aunque, debido a su gran capacidad adaptativa, puede colonizar todo tipo de ambientes acuáticos (Gibbons, 1990), por lo que se puede considerar como una especie altamente resistente y claramente invasora.

Figura 1. Ejemplar adulto de *Trachemys scripta elegans* en un centro de fauna después de ser retirado de un humedal (Barcelona-Catalunya).
Figure 1. Adult *Trachemys scripta elegans* in a wildlife centre alter being removed from a wetland (Barcelona-Catalunya).

Así, aun estando en vigor una normativa que regula el comercio de esta subespecie, la tendencia actual es la clara expansión del taxón, pero también la aparición de otras subespecies de *Trachemys scripta* y especies de características similares, lo que agrava aún más la situación por los posibles efectos sobre los ecosistemas.

El desconocimiento de la presencia y distribución de galápagos en el País Vasco es muy elevado; según BEA (1985) *Emys orbicularis* y *Mauremys leprosa* estaban presentes en dos cuadrículas (10x10 km) situadas en Araba y Bizkaia. Actualmente (PLEGUEZUELOS *et al.*, 2002) (figura 2) apenas ha aumentado el número de citas, salvo unas cuantas observaciones de *M. leprosa* en Araba. En Gipuzkoa la ausencia de registros podría ser debida a la propia ausencia o escasez de poblaciones naturales o naturalizadas (galápagos procedentes de la Península o especies exóticas), o a la falta de prospección. Aun así, se está constatando una generalización de la presencia de especies exóticas naturalizadas en las zonas más pobladas de Gipuzkoa, siendo frecuente su observación en lugares como el parque ecológico de Plaiaundi (Irun), la marisma de Jaitzubia (Hondarribia) y la muralla de Hondarribia, parque de Aiete y de Miramon (Donostia), entre otros.

MATERIAL Y MÉTODOS

Dada la escasez de información sobre la distribución de galápagos se ha compilado información referente a su presencia en diferentes áreas de Gipuzkoa. El estudio poblacional se ha realizado en dos charcas situadas en el Baluarte de la Reina, parte del recinto amurallado de la población de Hondarribia (Gipuzkoa) (UTM 1x1 km: 30TWP9802) (figura 3). Las charcas persiguen una función ornamental en la zona del foso de las murallas.

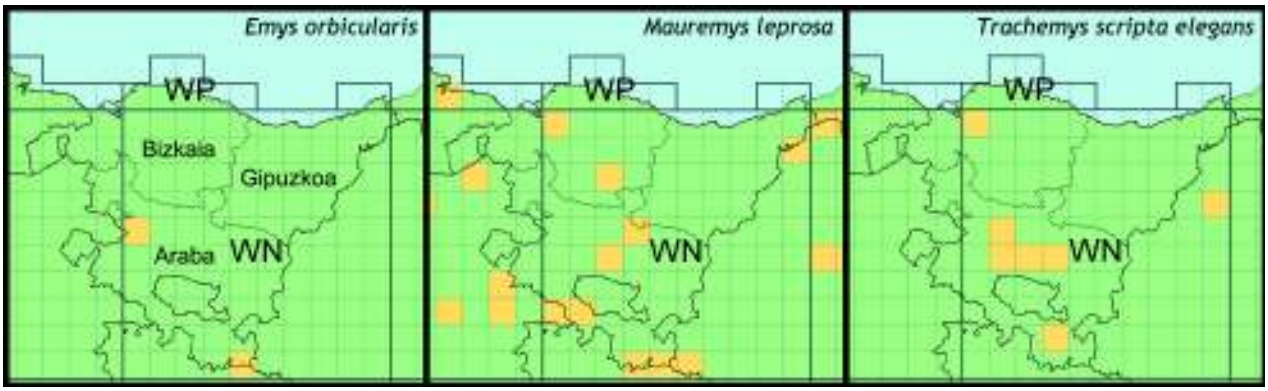


Figura 2. Distribución de las especies de galápagos en el País Vasco (UTM 10x10). De izquierda a derecha: *Emys orbicularis, Mauremys leprosa y Trachemys scripta elegans* (Fuente: Base de Datos AHE – 2004).

Figure 2. Distribution of pond turtles species in the Basque Country (UTM 10x10). Left to right: *Emys orbicularis, Mauremys leprosa and Trachemys scripta elegans* (From: AHE database - 2004)

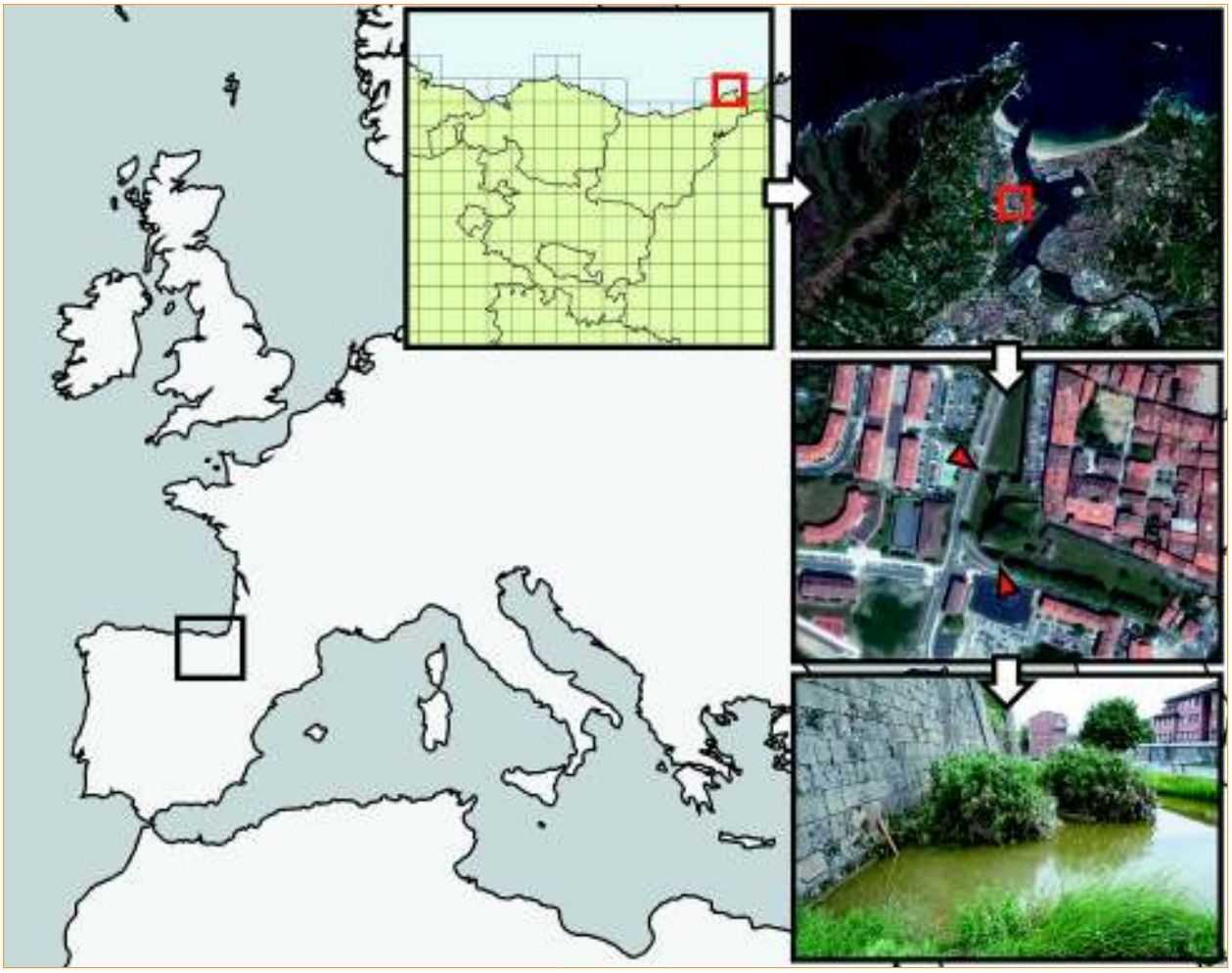


Figura 3. Localización de la zona de estudio, y en triángulos rojos Charca Norte y Charca Sur (Orientación: Norte en la parte superior de mapas y ortoimágenes).
Figure 3. Setting of the study area. Red triangles: Northern Pond, Southern Pond (The North is on the top of the maps and orthophotos).

Con una separación de 43 m, la Charca Norte (CN) tiene una superficie de 170 m^2 con orientación oeste, y la Charca Sur (CS) 175 m^2 y orientación sur. Con una cobertura vegetal dispar (CN: 10% de superficie de agua ocupada por vegetación; CS: 60%), se caracterizan por mantener ambientes muy humanizados, con una mezcla de vegetación ornamental y natural (*Papirus nyloticus, Typha latifolia, Scirpus sp., Carex spp.*, entre otras). El régimen hídrico es de escorrentía del mismo foso, reforzada en momentos de carestía con aporte de la red de riego urbano. La composición de la comunidad animal está muy condicionada al hecho de ser parque urbano; así, la mayoría de las especies presentes son exóticas e invasoras (*Cyprinus carpio, Gambusia holbrooki, Procambarus clarkii*, varias especies de galápagos), o antropófilas (*Rattus sp.*). Debido a la poca distancia física que las separa y a la carencia de barreras que puedan interferir en el tránsito de individuos entre charcas, han sido consideradas como el mismo núcleo poblacional, lo que viene reforzado por citas de particulares que confirman el desplazamiento de individuos entre puntos de agua.

Para determinar la composición de la comunidad de galápagos de las charcas se han prospectado periódicamente desde el otoño de 2005 hasta el verano de 2006, mediante censos visuales y una campaña puntual de capturas.

La captura de quelonios se realizó por método manual directo y nasas con cebo (Pérez *et al.*, 1979; Plummer, 1979; Dunham *et al.*, 1988; Ross & Anderson, 1990 y Rowe & Moll, 1991). Los ejemplares capturados fueron marcados y sexados, tomándose las variables biométricas básicas y el peso (Tw) (figura 4). Finalizada la campaña de captura los ejemplares fueron liberados tras el último registro, en la misma charca.

Para la estima poblacional se han realizado 3 capturas sucesivas sin reposición, asumiendo que las dos charcas constituían una población cerrada, sin reclutamiento ni mortalidad durante el periodo de captura (4 días) (Seber & Whale, 1970).

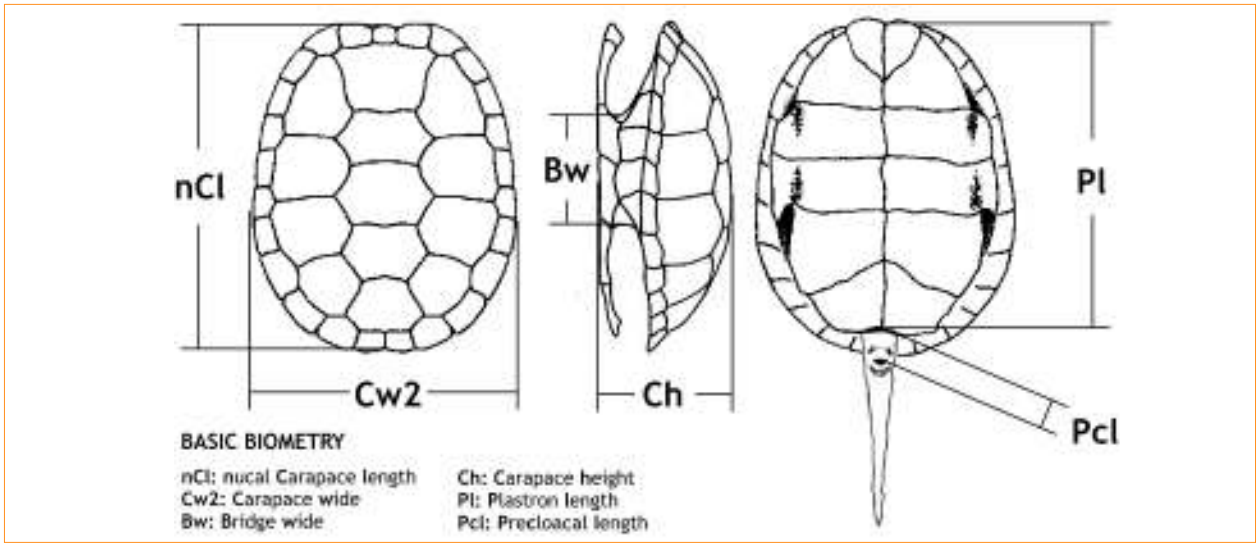


Figura 4. Variables biométricas básicas para quelonios tomadas durante las capturas realizadas en la zona de estudio.
Figure 4. Basic biometrical variables for chelonians, worked out during captures made in the study area.

ESPECIE	LOCALIDAD	UTM 1X1 KM	FECHA	HÁBITAT
Trachemys scripta elegans	Jaitzubia (Hondarribia)	30T WP9600	VII-2006	Humedal recuperado
	Miramon (Donostia)	30T WN8294	V-2006	Parque urbano
	Plaiaundi (Irun)	30T WP9800	VII-2006	Humedal recuperado
	Plaza Gipuzkoa (Donostia)	30T WN8297	X-2006	Jardín urbano
	Zubieta (Usurbil)	30T WN7891	VIII-2006	Río
Trachemys scripta scripta	Aiete (Donostia)	30T WN8195	IV-2006	Parque urbano
	Errotatxo (Donostia)	30T WN7995	IV-2006	Parque urbano
	Plaiaundi (Irun)	30T WP9800	X-2006	Humedal recuperado
Pelodiscus sinensis	Tolosa	30T WN7576	VI-2006	Casco urbano
Mauremys leprosa	Aiete (Donostia)	30T WN8195	VIII-2006	Parque urbano
Graptemys sp.	Aiete (Donostia)	30T WN8195	IV-2006	Parque urbano

Tabla I. Nuevas citas de galápagos en la provincia de Gipuzkoa. No se enumeran las realizadas en la zona de estudio.
Table I. New cites of pond-terrapins in the province of Gipuzkoa. The ones from the study area are not included.

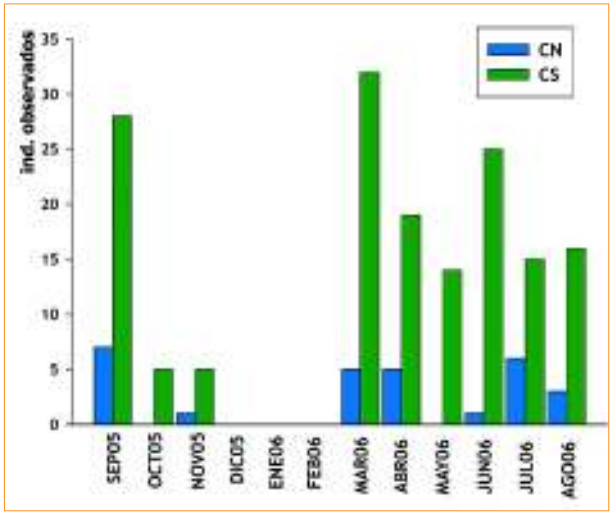


Figura 5. Frecuencias absolutas de individuos observados en las dos charcas durante el seguimiento anual de actividad de la población. CN: Charca Norte, CS: Charca Sur.

Figure 5. Absolute frequencies of individuals observed in the ponds during the monitoring of the annual activity of the population. CN: Northern Pond, CS: Southern Pond.

RESULTADOS

En los últimos años se ha detectado la presencia cada vez mayor de galápagos exóticos en diferentes zonas de Gipuzkoa, siempre de marcado carácter urbano o periurbano. A lo largo del período de estudio 2005-2006 se han obtenido datos de la presencia de galápagos en la región (tabla I), sobre todo de especies exóticas, fruto de la liberación de ejemplares por particulares. Así, se ha realizado un seguimiento visual y una campaña de captura (agosto de 2006) de las dos charcas del Baluarte de la Reina (Hondarribia).

A partir del seguimiento visual se ha constatado que los galápagos presentan un ciclo de actividad continuada desde marzo a noviembre, con un máximo de ejemplares localizados en septiembre de 2005 (n=35) y en marzo de 2006 (n=37) (figura 5). De media se detecta una mayor proporción de ejemplares en la charca Sur que en la Norte (7,89:1; Mín.: 5:2; Máx.: 25:1). Con este seguimiento se constató la presencia de 7 taxones diferentes en las dos charcas objeto de estudio (tabla II).

En agosto de 2006 se capturó un total de 31 individuos, dos de los cuáles son de galápagos autóctonos y 29 de alóctonos de diferentes especies y subespecies (tabla II), siendo mayoritaria *T. s. elegans* (n=10). Mediante las tres series de capturas se estima una población de galápagos de 43 ejemplares (rango: 18-68; p=0,337), lo que representaría una densidad de 1246,36 ind/ha. Los individuos capturados son mayoritariamente de tallas grandes, excepto dos ejemplares juveniles (nCl < 100 mm).

DISCUSIÓN

Ya desde hace una década se ha puesto en evidencia la cada vez más habitual presencia de *T. s. elegans*, considerada una de las 100 especies más invasoras a escala global (Lowe *et al.*, 2004), en los diferentes tipos de ambientes acuáticos, así como la de otras subespecies y especies, como consecuencia de la restricción legislativa del comercio de ejemplares de *T. s. elegans* a partir de 1997.

			BIOMETRIA BÁSICA DE LAS CAPTURAS											
							nCl				Tw			
ESPECIE	CENSOS VISUALES	CAPTURA	n	JJ	MM	HH	Media	SD	Máx	Mín	Media	SD	Máx	Mín
T.s.e.	x	x	11	0	1	10	147,78	26,59	199,90	100,58	576,82	260,95	1158,00	182,00
T.s.s.	x	x	7	1	1	5	107,18	28,87	131,56	51,10	257,50	132,48	400,00	32,60
T.s.e. x T.s.s.	x	x	6	0	3	3	141,93	31,36	189,71	106,67	428,83	203,20	799,00	218,00
E.o.	x	x	2	0	2	0	115,95	7,77	121,44	110,45	257,00	52,33	294,00	220,00
M.l.	x	x	1	0	0	1	166,94	--	--	--	704,00	--	--	--
T.o.	-	x	2	0	0	2	140,75	13,99	150,64	130,86	478,00	76,37	532,00	424,00
T.sp.	x	x	1	1	0	0	89,53	--	--	--	140,50	--	--	--
G.sp.	x	-	0	0	0	0	--	--	--	--	--	--	--	--
	N Total:	30												

Tabla II. Especies presentes en la zona de estudio y biometría básica de las capturas (Abreviaturas: Tw: Peso; T.s.e: *Trachemys scripta elegans;* T.s.s.: *Trachemys scripta scripta;* T.s.e. x T.s.s.: *Híbridos de Trachemys scripta elegans* y *Trachemys s. scripta;* E.o.: *Emys orbicularis;* M.l.: *Mauremys leprosa;* T.o.: *Trachemys ornata;* T.sp.: *Trachemys sp.* y G.sp.: *Graptemys sp.)*

Table II. Species present in the study area and basic biometry of captures.

Durante el periodo de estudio se han detectado dos casos de mortalidad: un ejemplar de T. *s. elegans* (Tw: 424,00 gr; nCl: 140,42 mm; Cw2 (anchura máxima del caparazón): 112,88 mm; Ch (altura máxima del caparazón): 55,72 mm; Pl (longitud del plastrón): 131,05 mm) que presentaba mordeduras de rata en la parte posterior del caparazón y un ejemplar de *E. orbicularis* (Tw: 220,00 gr; nCl: 110,45; Cw2: 80,70; Ch: 40,40; Pl: 100,06) capturado manualmente a finales de abril de 2006 (30/04/2006), que falleció por una infección generalizada 3 semanas más tarde a pesar de tratamiento veterinario. En ninguno de los casos de mortalidad se pudieron determinar las causas exactas. La alta humanización de la zona y sus consecuencias deben tener mucho que ver con las condiciones de salubridad del ambiente.

Si bien no se tiene constancia de la reproducción de galápagos en la zona, durante prospecciones previas al periodo de estudio (22/09/2005) se capturó un neonato de *T. s. elegans* (Tw: 5,00 gr; nCl: 30,00 mm; Cw2: 30,00 mm; Ch: 22,00 mm) en la charca Sur, habiéndose localizado visualmente en ella un individuo de *T. s. scripta* de reducidas dimensiones (nCl < 50 mm) en 2006.

La provincia de Gipuzkoa no se encuentra fuera de esta dinámica generalizada, registrando un progresivo aumento de citas de diferentes taxones en los dos últimos años.

Un ejemplo de esta dinámica se encuentra en la ciudad de Hondarribia, que alberga una comunidad alóctona de galápagos compuesta por 8 taxones diferentes, entre los cuáles aparecen los dos autóctonos ibéricos, y sustentada gracias a un aporte continuado de ejemplares procedentes de cautividad. La presencia de un número tan elevado de especies no deja de ser más que un reflejo de las tendencias comerciales en el mercado de las mascotas, donde los galápagos aparecen en un lugar preferencial (Barquero, 2001). Entre todos ellos, y de acuerdo con estas tendencias del mercado, el más abundante es *T. s. elegans*, seguido de *T. s. scripta*.

Se estima una población introducida de 43 ejemplares a partir de capturas sucesivas, con un máximo de 37 ejemplares contabilizados a partir de los censos visuales. Esta estima debe ser tratada con cautela, ya que por las características geográficas y del hábitat, aparte de los factores naturales de regulación (migración, reclutamiento y mortalidad), la población presenta una dinámica de incor-

poración/descaste de ejemplares sujeta al factor humano. Este hecho puede conllevar fluctuaciones en el número de ejemplares, en las proporciones entre los diferentes taxones o simplemente el recambio de ejemplares sin modificaciones en las proporciones antes mencionadas.

Con relación a la superficie conjunta de los dos cuerpos de agua la densidad de 1246,36 ind/ha representa un valor muy elevado, aunque similar al de otras especies para charcas de parecidas dimensiones, como *Chrysemys picta* (de 22.2 ind/ha a 590.6 ind/ha; Bury, 1979), *E. orbicularis* (Naulleau, 1991) en Francia (1.222 ind/ha y 1.077 ind/ha) o *T. scripta* (568-593 ind/ha; Bury, 1979), si bien los datos hacen referencia a una sola especie por ambiente.

El mayor número de ejemplares se localiza siempre en la charca Sur. Esta diferencia entre ambas charcas se debe posiblemente a las condiciones que presentan, siendo el factor orientación determinante, ya que la ubicación de las charcas respecto a la Muralla condiciona las horas de insolación útiles para los galápagos presentes, taxones de elevada actividad termorreguladora (Gibbons, 1990).

La mayoría de ejemplares capturados y localizados en las charcas de la muralla de Hondarribia son de tamaño considerable, hecho frecuente en poblaciones generadas por el aporte de ejemplares originarios de cautividad (Franch *et al.*, en prensa). Aun así, la presencia de neonatos constataría la posibilidad de reproducción en condiciones naturales, hecho que se reforzaría con el registro de una puesta fecundada no viable de *T. s. elegans* en el Parque Ecológico de Plaiaundi (julio de 2006), cuyos embriones no completaron su desarrollo.

El aporte artificial de ejemplares es un proceso continuo en el tiempo, que puede producir ciertos problemas. Teniendo en cuenta las reducidas dimensiones de estas charcas, se pueden generar problemas a nivel de la salud pública. Así, la masificación, tal como puede ocurrir en poblaciones estabuladas de animales con poca atención fitosanitaria, podría acentuar el riesgo de contagio por bacterias asociadas de forma natural a los reptiles acuáticos (Hidalgo-Vila *et al.*, 2006), consideradas de riesgo para la población humana.

Ante la presencia y características de la comunidad de galápagos exóticos en la muralla de Hondarribia, y debido a su proximidad, cabe plantearse el futuro de ciertos humedales locales, como el Parque Ecológico de Plaiaundi y la Marisma de Jaitzubia, ambos recuperados por su elevado interés ecológico y declarados Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA), Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) y Humedal de Importancia Internacional (Convenio de Ramsar). En ambos espacios se han localizado ya ejemplares de galápagos exóticos que evidencian la costumbre de los ciudadanos a liberarlos en cualquier zona húmeda.

Para evitar situaciones ya conocidas, en que la presencia de galápagos exóticos (hasta el momento *T. s. elegans*) se hace dominante en poblaciones naturales de especies autóctonas (Soccini *et al.*, 2004), y que además colonizan hábitats no utilizados por éstas (Arvy, 1998), es indispensable plantearse medidas de gestión.

Actualmente se conoce poco la incidencia de *T. s. elegans* sobre los galápagos autóctonos, pero cada vez son más los estudios que aportan información sobre aspectos como la competencia por los lugares de asoleamiento, que incide negativamente en la condición física de *E. orbicularis* (Cadi & Joly, 2003; 2004). Este tipo de competencia también afecta a *M. leprosa*, con la que establece una segregación espacial a microescala (Franch *et al.*, 2006). Aunque el caso de Hondarribia no presente una problemática evidente para las especies autóctonas (hasta el momento se desconoce la situación real de *E. orbicularis* y *M. leprosa* en Gipuzkoa), la gestión de estos núcleos debería plantearse en términos educativos y divulgativos, a fin de evitar que esta situación se extendiera a ambientes de mayor interés biológico. Aun así, también se debería tener en cuenta la posible problemática a nivel ecológico y de salud pública, para determinar y aplicar las mejores medidas de gestión. Una medida básica sería considerar la población como un punto de interés educativo, controlando la aparición de las problemáticas anteriormente descritas mediante un descaste selectivo, e imposibilitando la salida de ejemplares de forma natural o artificial.

AGRADECIMIENTOS

Para la realización del presente estudio se obtuvieron los correspondientes permisos de muestreo del Departamento para el Desarrollo del Medio Rural de la Diputación Foral de Gipuzkoa y del Ayuntamiento de Hondarribia. Los autores quieren expresar su agradecimiento a todos aquellos que colaboraron en el trabajo de campo, especialmente a Jimmy Teixeira, Olatz San Sebastián y Leire Paz.

REFERENCIAS

ARAÚJO, P.R. 1996. *Contribuiçao para o estudo do comportamento do cágado maditerranico* Mauremys leprosa *(Schweigger, 1812).* Tesis de Mestrado. Lisboa. 69 pp.

ARVY, C. & SERVAN, J. 1998. Imminent competition between *Trachemys scripta* and *Emys orbicularis* in France. *Mertensiella* 10: 33-40.

BARQUERO, J.A. 2001. *El control del comercio y las especies potencialmente invasoras: situación actual de la tortuga de Florida* (Trachemys scripta elegans) *en España*. Mem. Master, Univ. Intern. Andalucía, Sevilla. 122 pp.

BEA, A.1985. Anfibios y Reptiles. In: Álvarez, J., Bea, A., Faus, J.M., Castién, E. & Mendiola, I. *Atlas de vertebrados continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa (excepto Chiroptera)*. Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz, pp. 57-99.

BURY, R.B. 1979. Population ecology of freshwater turtles. In: Harless, M. & Morlock H. (eds.). *Turtles: perspectives and research,* pp 571-602. R. Krieger Publ. Malabar, Florida.

CADI, A. & JOLY, P. 2003. Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). *Can. J. Zool.*, 81: 1392–1398.

CADI, A. & JOLY, P. 2004. Impact f the introduction of the red-eared slide (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biological Conservation*, 13: 2511-2518.

CHEN, T.H. & LUE, K.Y. 1998. Ecological notes on feral populations of *Trachermys scripta elegans* in northen Taiwan. *Che., Conserv. Biol.*, 3: 87-90.

DUNHAM, A.E., MORIN, P.J. & WILBUR HM .1988. Methods for the study of reptile populations. pp. 331-386. En: Gans, C. & Huey, R.B. (eds.) *Biology of the Reptilia. Defense and life history*. Alan Liss Inc. New York. Vol.16. 331 pp.

FILELLA, E., RIVERA X., ARRIBAS, O. & MELERO J.A. 1999. Estatus i dispersió de *Trachemys scripta elegans* a Catalunya (Nord-est de la Península Ibérica). *But. Soc. Cat. d'Herp.*, 14: 30-36.

FRANCH, M., LLORENTE, G. A. & MONTORI, A. 2006. Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el delta del Llobregat (NE Ibérico). Actas del 2º CONGRESO NACIONAL SOBRE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS. 19-22 Septiembre 2006, en prensa.

GENIEZ, P.H. & CHEYLAN, M. 1987. Atlas de distribution des Reptiles et Amphibiens du Languedoc-Roussillon. *Lab. Biogeogr. Ecol. Vert.,* Montpellier. 114 pp.

GIBBONS, J.W. 1990. The slider turtle, pp. 3-18. En: Gibbons, J,W, (ed.). *Life history and ecology of the Slider Turtle*. Smith. Inst. Press, Washington. 368 pp.

HIDALGO-VILA, J., DÍAZ-PANIAGUA, C., DE FRUTOS, C., JIMÉNEZ-MARTÍNEZ, C. & PÉREZ-SANTIGOSA, N. 2007. *Salmonella* in free-living terrestrial and aquatic turtles. *Veterinary Microbiology*, 119: 311-315.

LUISELLI, L., CAPULA, M., CAPIZZI, D., FILIPPI, E., TRUJILLO JESUS, V. & ANIBALDI, C. 1997. Problems for conservation of pond turtles (*Emys orbicularis*) in central Italy: is the introduced red-eared turtle (*Trachemys scripta*) a serious threat? *Chelonian Conservation and Biology*, 2 (3): 417-419.

NAULLEAU, G. 1991. Adaptations écologiques d'une population de cistudes (*Emys orbicularis* L.) aux grandes variations de niveau d'eau et à l'assé-chement naturel du milieu aquatique fréquenté. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, 58: 11-19.

PÉREZ, M., COLLADO, E. & RAMO, C. 1979. Crecimiento de *Mauremys caspica leprosa* (Scheweigger, 1812) (Reptilia, Testudines) en la Reserva Biológica de Doñana. *Doñana Acta Vertebrata*, 6 (2): 161-178.

PLEGUEZUELOS, J.M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (eds.). 2002. *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid. 584 pp.

PLUMMER, M.V. 1979. Collecting and marking. En: Harless, M. & Morlock, H. (eds). *Turtles: perspectives and research*. R. Krieger Publ. Malabar, Florida. pp. 45-60.

ROSS, D.A. & ANDERSON, R.K. 1990. Habitat use, movements and nesting of *Emydoidea blandingii* in central Wisconsin. *J. Herpetol.*, 24 (1): 6-12.

ROWE, J.W. & MOLL, E.O. 1991. A radiotelemetric study of activity and movements of the Blanding's turtle (*Emydoidea blandingii*) in northeastern Illinois. *J. Herpetol.*, 25: 178–185.

SEBER, G.A.F. & WHALE, J.F. 1970. The removal method for two and three samples. *Biometrics,* vol. 26 (3): 393-400.

SOCCINI, C. & FERRI, V. 2004. Bacteriological screening of *Trachemys scripta elegans* and *Emys orbicularis* in the Po plain (Italy). *Biologia (Bratislava)*, 59 (suppl.14): 201-207.

TIEDEMANN, F. 1990. *Lurche und Kriechtiere wiens.* J. & V. Wien. 200 pp.

Foto: Marc Franch

Estado de conservación de las poblaciones de sapo corredor (*Bufo calamita*) en la costa vasca

Ion Garin-Barrio, Olatz San Sebastián, Manu Océn-Ratón & Xabier Rubio

MUNIBE (Suplemento/Gehigarria)	nº 26	292-301	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2007	D.L. SS-1108/07

Estado de conservación de las poblaciones de sapo corredor (*Bufo calamita*) en la costa vasca

Conservation status of the Natterjack toad (*Bufo calamita*) populations from the Basque coast

Ion Garin-Barrio*, Olatz San Sebastián, Manu Océn-Ratón & Xabier Rubio
Departamento de Vertebrados, Sociedad de Ciencias Aranzadi. Zorroagagaina 11, 20014 Donostia-San Sebastián
*chetonette@gmail.com

RESUMEN

El sapo corredor (*Bufo calamita*) es un anuro ligado principalmente a ambientes mediterráneos; sin embargo, aún se conservan dos poblaciones en la costa vasca, una en Gipuzkoa (Bahía de Txingudi) y otra en Bizkaia (playa de Gorrondatxe, Getxo). La población de Txingudi se encuentra fragmentada en 5 núcleos y en 2005-2006 se ha perdido por desecación casi el 80% de las puestas contabilizadas. La población vizcaína, con sólo 7 adultos y una puesta en 2006, se encuentra desestructurada y con un número de efectivos muy por debajo de los mínimos viables establecidos.

PALABRAS CLAVE: Sapo corredor, *Bufo calamita*, conservación, parámetros poblacionales, País Vasco..

ABSTRACT

The Natterjack toad (*Bufo calamita*) is an anuran species mainly associated to Mediterranean environments. Nevertheless, two populations in the Basque coast are still preserved, in the Bay of Txingudi (Gipuzkoa province), and in Gorrondatxe beach (Bizkaia province). The population of Txingudi is fragmented in 5 territories and almost 80 % of their spawns were lost due to dryness between 2005-2006. The Biscay population is unestructured and its size (7 adults and only one spawn in 2006) was clearly under the minimum viable established.

KEY WORDS: Natterjack toad, *Bufo calamita*, conservation, population parameters, Basque Country.

LABURPENA

Apo lasterkariaren (*Bufo calamita*) banaketa eremu mediterranearretara doitzen den arren, Euskal Herriko kostaldean oraindik bi populazio kontserbatzen dira, bata Txingudiko badian Gipuzkoan eta bestea Bizkaian, Gorrondatxeko hondartzan. Txingudiko populazioa 5 eremutan banaturrik aurkitzen da eta 2005-2006 urteetan aurkitutako erruteen % 80 galdu egin da lehorturik. 2006an, Bizkaiko populazio desegituratuan 7 indibiduo heldu baino ez ziren topatu eta errute bakarra zenbatu zen, tamaina minimo bideragarriaren azpitik egonik.

GAKO-HITZAK: Apo lasterkaria, *Bufo calamita*, kontserbazioa, populazio parametroak, Euskal Herria.

INTRODUCCIÓN

El sapo corredor (*Bufo calamita*) posee una amplia distribución europea, desde el oeste de la antigua URSS hasta Portugal (Arnold & Ovenden, 2002). En la península Ibérica se distribuye de forma continua (Tejedo & Reques, 1997; Reques & Tejedo, 2002), incluyendo la mitad meridional del territorio vasco. Sin embargo, las poblaciones de la cornisa cantábrica, en hábitats semejantes a los de las relativamente cercanas de Inglaterra e Irlanda (Beebee, 1983; Denton, *et al.*, 1995; Beebee & Denton, 1996), son escasas y presentan un elevado grado de fragmentación y aislamiento (Rubio *et al.*, 2004). Por ese motivo, el núcleo de la Bahía de Txingudi (desembocadura del Bidasoa), único conocido en Gipuzkoa (San Sebastián *et al.* 2005), se incluyó en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas en la categoría de "Vulnerable". El de la playa de Gorrondatxe (Getxo) es, por su parte, el único detectado en Bizkaia, donde existen citas históricas para otras poblaciones: Mendexa y Getxo (Miró, 1976). Observaciones anteriores realizadas en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai tienen escasa fiabilidad, en un territorio que, a priori, presenta unas características físicas propicias para la especie (San Sebastián *et al.*, 2007).

Dada la preocupante situación en la que parecía encontrarse este anfibio en la costa vasca, y antes de la puesta en marcha de un Plan de Actuaciones (Plan de Gestión) sobre la especie y su hábitat, era preciso conocer la distribución exacta de las poblaciones, su estado de conservación y los factores de amenaza que se ciernen sobre ellas. Por ello, en 2004 se comenzó el trabajo, centrado inicialmente en la distribución y estado de conservación. En el presente estudio se abordan de manera preliminar los parámetros poblacionales, obtenidos en 2005 y 2006.

METODOLOGÍA

La localización de poblaciones para el estudio de distribución se llevó a cabo mediante escuchas

nocturnas e itinerarios, nocturnos y diurnos, a lo largo del periodo de actividad de la especie, comprendido en la costa vasca entre los meses de febrero y noviembre. En 2004 se centraron en la Bahía de Txingudi y en 2005 se ampliaron a la costa vizcaína. Los datos climáticos (años 2004-06) se obtuvieron de las estaciones meteorológicas más cercanas a los enclaves (Jaizkibel GO71 y Punta Galea).

El estudio de poblaciones se realizó mediante marcaje de individuos por el método VIE (Visible Implant Elastomer) en Txingudi, ampliamente utilizado para peces y anfibios (FREDERICK, 1997; MOOSMAN & MOOSMAN, 2006), mientras que en Gorrondatxe, dado el escaso tamaño poblacional, se ha utilizado la técnica la fotoidentificación (DODD, 2003; BRADFIELD, 2004). Se han realizado cada diez días itinerarios nocturnos mediante búsqueda activa en Gorrondatxe, y pasiva en Txingudi (escuchas en estaciones de muestreo). Se han tomado datos biométricos (talla: longitud cabeza-cuerpo), sexo y estimas de abundancia relativa en cada población, calculando el índice kilométrico de abundancia (IKA): número de individuos / km. La longitud media de los transectos fue de 0,65 kilómetros, con un rango comprendido entre 0,45 y 1,1.

Durante el periodo reproductor se intensificó el esfuerzo de muestreo ampliando el número de itinerarios diurnos, tanto en los enclaves utilizados por la especie en años anteriores como en las áreas potenciales para la reproducción del sapo corredor. La estima poblacional de hembras reproductoras se obtuvo mediante conteo de puestas. Dichos censos proporcionan una estima fiable de su población ya que, aunque no todas se reproducen anualmente (HALLIDAY & TEJEDO, 1995), cada hembra sólo realiza una ovoposición al año (TEJEDO, 1992).

El desarrollo larvario fue seguido en su totalidad, y extendido a los juveniles con edades de 40 (Txingudi) y 80 días (Gorrondatxe), para obtener la tasa de crecimiento de los recién metamorfoseados en el período inicial de su vida aérea.

RESULTADOS

Distribución

En la actualidad la distribución del sapo corredor en la costa vasca se reduce a dos únicas poblaciones (figura 1), separadas entre sí por 100 km de distancia: la de la Bahía de Txingudi en Gipuzkoa (UTM 30TWP90; WN99 y XN09) y la de la playa de Gorrondatxe en Getxo, Bizkaia (UTM: 30T VP9202; VP9403).

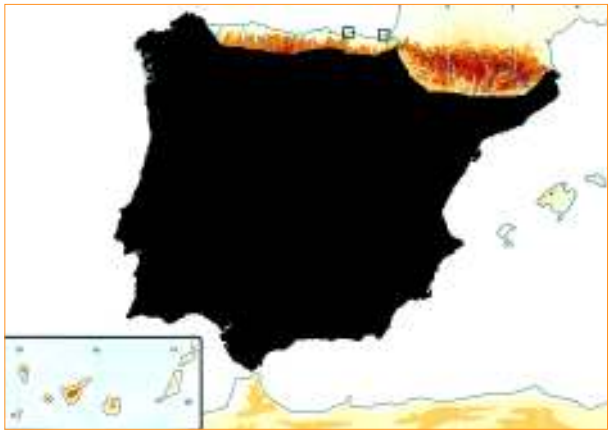


Figura 1a. Distribución ibérica (en negro) del sapo corredor, incluyendo las dos poblaciones costeras vascas.

Figure 1a. Iberian distribution (in black) of the natterjack toad, including the two Basque coastal populations.

Figura 1b. Áreas ocupadas en la actualidad por el *Bufo calamita* en la Bahía de Txingudi (Irun-Hondarrabia, Gipuzkoa). En distintos colores los hábitats utilizados (azul: zonas de marisma; verde: huertas y cultivos; amarillo: núcleo urbano del municipio de Irun).

Figure 1b. Occupied areas at the present time by the *Bufo calamita* in the Txingudi Bay (Irun-Hondarrabia, Gipuzkoa). The used habitats are in different colours (blue: zones of salt marsh; green: cultures; yellow: Irun city).

Figura 1c. Playa de Gorrondatxe (Getxo, Bizkaia). Perímetros mínimo (azul) y máximo (amarillo) del área de campeo (Miaud *et al.*, 2000; Sanuy & Miaud, 2001); localización de la población de Gorrondatxe (punto verde) y del campo de golf próximo (punto rojo).

Figure 1c. Gorrondatxe Beach (Getxo, Bizkaia). Minimum (blue) and maximum (yellow) perimeters of the area (Miaud *et al.*, 2000; Sanuy & Miaud, 2001); location of the population from Gorrondatxe (green point) and from the near golf (red point).

La población de Txingudi se encuentra fragmentada en 5 subpoblaciones: Parque Ecológico de Plaiaundi (UTM: WP9700), Jaizubia (UTM: WP9500; WP9600; WN9599), Osinbiribil (UTM: WN9899; WN9999), Kostorbe Alde (UTM: WP9800) y Arbes (UTM: WN9999).

Fenología y desarrollo larvario

Desde el inicio del seguimiento de estas poblaciones en 2004 se ha observado un comportamiento similar en la fenología de los dos núcleos, así como una relación directa entre la actividad de la especie y algunos factores meteorológicos, como la temperatura nocturna y la precipitación diaria de cada zona. *Bufo calamita* inicia su actividad a finales de febrero, cuando la temperatura alcanza un mínimo de 10 ºC, y finaliza a primeros de diciembre con un descenso acusado de las temperaturas nocturnas, por debajo de los 6-8 ºC. El periodo reproductor se ha concentrado principalmente entre marzo y mayo, habiéndose observado picos puntuales de actividad tardía entre junio y octubre de las dos últimas campañas (figura 2).

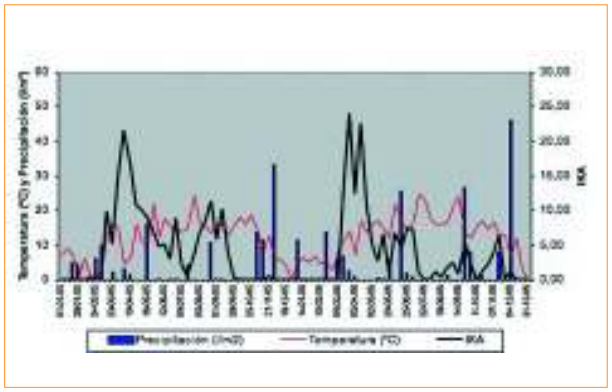


Figura 2. Densidad relativa de sapos (IKA: nº ind/km) en los itinerarios nocturnos y variables climatológicas (precipitación acumulada a lo largo del día y temperatura del aire durante el transecto) en Txingudi.

Figure 2. Relative density of toads (IKA: ind/km) in the nocturnal itineraries and climatologic variables (accumulated precipitation throughout the day and air temperature when the transect was done) in Txingudi.

Durante los veranos de 2005 y 2006 se ha apreciado un descenso en la actividad de la especie (estivación) en ambas poblaciones (figura 2). Este comportamiento ha coincidido con periodos de sequía, altas temperaturas y escasas precipitaciones, como los de julio de 2005, con una temperatura media de 16,69 ºC y una precipitación acumulada de 43,4 l/m^2, y julio de 2006, con una temperatura media de 20,00 ºC y una precipitación acumulada de 40,9 l/m^2.

La duración media del desarrollo larvario ha sido de 48 días. Dependiendo de la época se ha comprobado que el ciclo se acorta (mínimo de 25 días en julio de 2005, en la población de Arbes) o se alarga en ciertas poblaciones de Plaiaundi, que han necesitado al menos 65 días para completar el desarrollo (marzo de 2005). En Gorrondatxe ha sido de, aproximadamente, 54 días.

Tamaño poblacional

Las dos poblaciones estudiadas presentan parámetros poblacionales muy diferenciados. La abundancia relativa (IKA) es un 95-97 % inferior en la de Gorrondatxe, y la estimada para la de Txingudi fluctúa ligeramente en los dos años de estudio (tabla I). La sex-ratio es inversa, siendo favorable a los machos en Txingudi y a las hembras en Gorrondatxe. Las diferencias medias interanuales en Txingudi (obtenidas a partir de los distintos picos de actividad) no son significativas (χ^2 = 0,374; 1 g.l.; p = 0,315; tabla I), si bien fluctúan entre núcleos poblacionales (rango comprendido entre 1,48:1 y 6,58:1 en 2006, y entre 1,75:1 y 8,03:1 en 2005).

	Txingudi		Gorrondatxe	
	2005	2006	2005	2006
IKA (nº ind/km)	4,15	6,23	-	0,19
Sex-ratio media	3,63:1	2,91:1	-	1:1,33

Tabla I. Densidad relativa (IKA) y sex-ratio; medias interanuales en ambas áreas de estudio.

Table I. Relative density (IKA) and sex-ratio; yearly average in both studied areas.

Éxito reproductor

En los dos años de seguimiento se ha contabilizado un total de 282 puestas en la población de Txingudi, y una sola en la de Getxo, donde no se cuenta con datos de reproducción anteriores a 2006. Algunos enclaves de Txingudi no han tenido reclutamiento durante alguna de las campañas (tabla II).

Las marismas de Plaiaundi acogen el mayor núcleo reproductor, con un porcentaje medio de puestas del 63,83 % para los dos años de seguimiento. Sin embargo, el área con mayor éxito reproductor, medido en términos de reclutamiento, ha sido el de Arbes con un 33,33 % de media de puestas con metamorfoseados (tabla II). El 78,72 % de las puestas contabilizadas los dos años en Txingudi se ha perdido por desecación de los humedales. La única puesta localizada en Gorrondatxe culminó el desarrollo larvario porque los huevos fueron traslocados a un humedal cercano favorecido por ciertas medidas de recuperación (poda de vegetación acuática).

		2005				2006			
		n^1	p^1	n^2	p^2	n^1	p^1	n^2	p^2
Gorrondatxe		0	0,00	0	0,00	1	100,00	1	100,00
	Plaiaundi	84	71,19	15	17,86	96	58,54	18	18,75
	Jaizubia	0	0,00	0	0,00	5	3,05	5	100,00
Txingudi	Osinbiribil	18	15,25	0	0,00	31	18,90	6	19,35
	Kostorbealde	3	2,54	0	0,00	0	0,00	0	0.00
	Arbes	13	11,02	5	38,46	32	19,51	10	31,25
	Total	**118**	**100,00**	**20**	**16,95**	**164**	**100,00**	**40**	**24,39**

Tabla II. Número de puestas y de metamorfoseados emergidos en ambas poblaciones en los dos años de estudio.
n^1: número de puestas contabilizadas; **p^1**: porcentaje de puestas del total contabilizado anualmente en cada población; **n^2**: número de puestas con emergencia de metamorfoseados; **p^2**: porcentaje de puestas que ha completado el desarrollo larvario anualmente en cada población.

Table II. Number of clutches and metamorphics in both populations in the two studied years. **n^1:** number of counted clutches; **p^1**: percentage of counted strings of the yearly total in each population; **n^2**: number of clutches with metamorphics; **p^2**: percentage of strings that yearly completed the larval development in each population.

Biometría y crecimiento

La talla de los individuos juveniles emergentes en la primavera de 2006 ha variado dependiendo de la duración del desarrollo larvario de la puesta. En 2005 se aprecian igualmente diferencias significativas de talla (figura 3), tanto entre las puestas primaverales de Arbes y Plaiaundi (t=2,518; g.l.=34; p<0,025), como entre las cohortes temporales extremas de Arbes, de marzo y julio (t=2,673; g.l.=64; p<0,005).

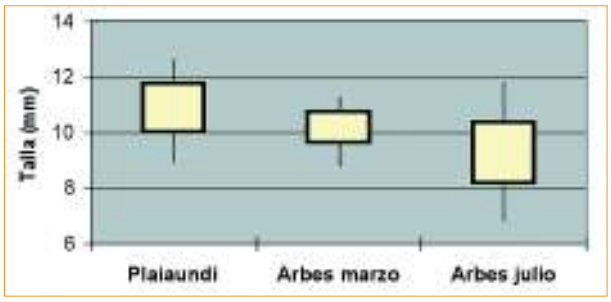


Figura 3. Máximo, mínimo y rango intercuartílico de la talla de emergencia en tres cohortes de dos poblaciones de Txingudi en 2005.

Figure 3. Maximum, minimum and intercuartilic rank of the size at the emergence in three cohorts of two populations of Txingudi in 2005.

En 2006 la tasa de crecimiento hasta noviembre de los juveniles de Gorrondatxe emergidos en junio ha sido de 0,33 mm/día, mientras que la de la cohorte de julio de Arbes, cuyo seguimiento se prolongó hasta mediados de agosto, ha sido de 0,15 mm/día.

La talla corporal (LCC) de la población adulta de Getxo es significativamente mayor que la de Txingudi en 2006 (t=9,88; g.l.=223; p<0,001). El escaso tamaño de la población de Gorrondatxe impide establecer las comparaciones entre sexos.

La población de *B. calamita* de Txingudi presenta dimorfismo sexual para la talla en las dos campañas (2005 y 2006), con hembras de mayor tamaño (t=5,91; g.l.=669; p<0,001; tabla III).

Población	**Txingudi**				**Gorrondatxe**
Año	**2005**		**2006**		**2006**
Sexo	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	**Total**
LCC media (mm)	56,61	60,21	52,75	56,00	70,80
n	374	79	176	41	7
s	5,64	6,61	3,99	5,96	4,38
LCC mínima (mm)	46,17	48,01	45,50	46,17	61,99
LCC máxima (mm)	73,40	74,99	66,21	71,60	75,80

Tabla III. Tamaño corporal (LCC) de los adultos en las poblaciones costeras de sapo corredor.

Table III. Corporal size (LCC) of the adults in the coastal populations of Natterjack toad.

DISCUSIÓN

Los tres años de seguimiento de las poblaciones de sapo corredor de la costa vasca limitan su distribución a dos áreas distantes entre sí y aisladas, cuyas poblaciones se encuentran gravemente amenazadas (Rubio *et al.*, 2004; Garin *et al.*, 2006; San Sebastián *et al.*, 2005, 2007). Para que los datos presenten un poder estadístico suficiente (Hayes & Steidl, 1997) se necesita un periodo de estudio superior al tiempo de generación de la especie, que para el sapo corredor es de unos 10 años (Tejedo, 1989; Banks *et al.*, 1993). Por ello se hace necesario un estudio a más largo plazo, para comprobar la tendencia de la población. Aun así, los datos preliminares obtenidos aportan detalles de interés sobre el estado de conservación de estas poblaciones.

El ecosistema diverso de los 252 km de costa vasca guarda potencialidad para el sapo corredor, pero el deterioro producido por la urbanización del litoral ha podido eliminar poblaciones intermedias entre las dos actuales. Algunas de ellas (Álvarez *et al.*, 1985; Reques & Tejedo, 2002) no han podido ser confirmadas en el trabajo de campo realizado. Sin embargo, el entorno de las playas y acantilados todavía mantiene terrenos de sustrato suelto y arenoso o algunas zonas de huertas con abundancia de refugios, enclaves favorables a la especie (Banks *et al.*, 1993; Denton & Beebee, 1994; Beebee, 1983; García París, 1985; Miaud *et al.*, 2000, Salvador & García París, 2001; Sanuy & Miaud, 2001; Rubio *et al.*, 2004; Miaud & Sanuy, 2005). La presencia de charcos efímeros o temporales es más problemática, y se reduce a las áreas más urbanizadas, tal y como se ha comprobado para la zona de Txingudi en la ciudad de Irún (San Sebastián *et al.*, 2005; Garin *et al.*, 2006). En cual-

quier caso, la distribución potencial de este anfibio en la costa debió ser más extensa en el siglo XX de lo que lo es en la actualidad. La localización de los núcleos es ahora puntual y se reduce a algún arenal, suelos de marisma recuperados, prados, zonas en proceso de urbanización y cultivos periféricos (Rubio *et al.*, 2004; Garin *et al.*, 2006; San Sebastián *et al.*, 2005, 2007).

La población de Txingudi se encuentra fuertemente fragmentada, y algunos de sus núcleos pueden desaparecer en breve por su próxima urbanización. Además, se localizan en lugares estratégicos de conexión entre subpoblaciones, por lo que su desaparición aumentaría el aislamiento de las restantes. La destrucción del hábitat reproductor supondría un fuerte impacto en la estructura metapoblacional que sigue la especie (Stevens, *et al.* 2004; Huste *et al.*, 2006). El efecto barrera de la amplia red local en expansión de carreteras, vías urbanas y ferroviarias debe acentuar el aislamiento interno en la metapoblación de Txingudi, tal y como se ha descrito en otros casos (Hitchings & Beebee, 1997; Broker *et al.*, 1999).

Por otro lado, la población vizcaína se encuentra confinada por acantilados en un arenal costero. El abrupto relieve circundante y la urbanización del entorno de la playa dificultarían la hipotética conexión con núcleos cercanos de la especie, lo que aumentaría su probabilidad de extinción (Wilcox & Murphy, 1985; Fahrig, 2002). El aislamiento y el número de efectivos poblacionales, muy por debajo del tamaño mínimo viable propuesto en los modelos tradicionales (Franklin, 1980; Shaffer, 1987; Nunney & Campbell, 1993), auguran un futuro insostenible para la viabilidad de la población si persisten las condiciones actuales.

La fenología de las poblaciones costeras vascas es similar a la de otras poblaciones ibéricas. El periodo de reproducción se extiende desde finales de febrero hasta junio, tal y como sucede en el norte y centro de la Península (Álvarez *et al.*, 1992), con un escalonamiento semejante de la actividad reproductora a lo largo del año (Montori *et al.*, 1992; Montori, 1996; Tejedo, 2003). Los factores meteorológicos serían los responsables de los picos estivales de actividad que se producen en la población de Txingudi, como parece ocurrir en las cercanas poblaciones alavesas (Tejado & Potes, 1996) y está bien documentado en el sur y este peninsular (López Jurado, 1983; González de la Vega, 1988; Tejedo, 1992). El fenómeno de la estivación, tan frecuente en las poblaciones del sur (López-Jurado, 1982) y este peninsular (Miaud & Sanuy, 2005), se ha podido observar en la costa vasca durante los dos últimos años. La estrategia para hacer frente a condiciones temporalmente adversas sería especialmente beneficiosa para unas poblaciones que habitan un medio tan degradado (Txingudi) o claramente inmersas (Gorrondatxe) en lo que tiene toda la apariencia de ser el proceso final de su permanencia en esta zona geográfica.

La alta mortalidad en la fase acuática de *Bufo calamita* (Wilbur, 1980; Banks & Beebee, 1988; González de la Vega, 1988; Sinsch, 1992; Tejedo, 1992) se ha comprobado igualmente en las poblaciones costeras, con un 80-90 % de larvas que mueren por desecación de las charcas de reproducción. Para ampliar el número de humedales disponibles se inició en 2006 la construcción y acondicionamiento de una red de charcas en ambos enclaves (San Sebastián *et al.*, 2005; Garin *et al.*, 2006).

La plasticidad fenotípica de muchos anfibios se ha consolidado frente a múltiples factores ambientales, como el riesgo de desecación de los humedales (Newman 1992; Denver 1997; Brady & Griffiths, 2000; Doughty & Reznick, 2004; Richter-Boix, 2005). Esto ya ha sido documentado para el sapo corredor en otros lugares (Andrén & Nilson, 1985; Beebee, 1983; 1997a; 1997b; Reques *et al.* 1991; Tejedo & Reques, 1992; Barbadillo, 1999; Rubio *et al.*, 2004; Zaldivar, 2007), y también puede comprobarse en estas poblaciones estudiadas, que se reproducen en humedales de escasos centímetros de profundidad y elevada insolación. La duración del desarrollo larvario en la costa vasca es semejante a la de otras poblaciones peninsulares (López Jurado, 1983; González de la Vega, 1988; Aragón, 2006), reduciéndose en condiciones desfavorables (verano en este caso), como ocurre en otros anfibios (Denver, 1997; Laurila & Kujasalo, 1999; Morey & Reznick, 2004). Las reproducciones tardías (estivales) se enfrentan con hidroperiodos más cortos, que reducen su éxito reproductor (Tejedo, 1992), pero al mismo tiempo permiten a los renacuajos alcanzar la metamorfosis en menos tiempo (Tejedo & Reques, 1994), por la mayor temperatura del agua. Esto pudo comprobarse en una de las puestas de julio de 2005 en Txingudi, que completó la metamorfosis en sólo 25 días. La talla a la emergencia fue significativamente menor en ese caso. Sin embargo, la baja insolación derivada de la colmatación vegetal del humedal utilizado en la reproducción, pudo ser la causa de que el desarrollo larvario se prolongase (54 días) en la única puesta encontrada en Gorrondatxe en 2006 (San Sebastián *et al.*, 2007).

El envejecimiento de la población de Gorrondatxe viene corroborado por el desplaza-

miento de la sex-ratio hacia las hembras (BEEBEE, 1983), puesto que éstas son más longevas, y en la población vizcaína los machos parecen estar agotando su ciclo vital. A falta de un estudio esqueletocronológico (actualmente en curso), la confirmación de un patrón de crecimiento semejante al de las poblaciones británicas tras alcanzar la madurez sexual puede servir como indicio para interpretar la mayor edad de las hembras en Gorrondatxe, teniendo en cuenta la alta correlación existente entre la edad y la talla del sapo corredor, especialmente marcada en poblaciones con baja densidad de individuos (DENTON & BEEBEE, 1993). La talla de la población de Txingudi se encuentra dentro del patrón establecido para otras poblaciones peninsulares (LOPEZ-JURADO, 1982; SALVADOR & GARCÍA PARÍS, 1985; GONZÁLEZ DE LA VEGA, 1988), así como la sex-ratio, dentro de los rangos conocidos (BEEBEE, 1983).

El pequeño tamaño de la población de Gorrondatxe, el sesgo en la sex-ratio hacia las hembras, inhabitual en poblaciones saludables, la no localización de puestas hasta la presente campaña y el envejecimiento de los individuos auguran la pronta desaparición de la población si no se toman medidas urgentes. Existe un precedente en la Trasplaya de Hondarribia (Txingudi), donde el núcleo reproductor que existía (BEA 1982, 1983; ÁLVAREZ *et al.*, 1985) se puede dar por extinto, tras haberse descrito un proceso análogo (RUBIO *et al.*, 2004; SAN SEBASTIÁN *et al.*, 2005).

BIBLIOGRAFÍA

ARNOLD, E.N. & OVENDEN, D. 2002. *Reptiles and Amphibians of Britain and Europe*. Harper Collins, Londres. 288 pp.

ÁLVAREZ, J., BEA, A., FAUS, J. M., CASTIEN, E. & MENDIOLA, I. 1985. *Atlas de los Vertebrados Continentales de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco, pp. 55-99.

ÁLVAREZ, J., SALVADOR, A., MARTÍN, J. & LÓPEZ, P. 1992. Desarrollo larvario del sapo corredor *Bufo calamita* (Laurenti, 1768) (Anura: Bufonidae) en charcas temporales del noroeste español. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural* (Sección Biológica), 88:129-137.

ANDRÉN, C. & NILSON, G. 1985. Bredding pool characteristics and reproduction in an island population of natterjack toads, *Bufo calamita Laur.*, at the Swedish west coast. *Amphibia-Reptilia* 6: 137-143.

ARAGÓN, T. 2006. *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Editorial Jaguar, Madrid. 496 pp.

BANKS, B. & BEEBEE, T.C.J. 1988. Reproductive success of natterjack toads *Bufo calamita* in two contrasting habitats. *Journal of Animal Ecology*, 57: 475-492.

BANKS, B., BEEBEE, T.J.C. & DENTON, J.S. 1993. Long-term monitoring of a natterjack toad (*Bufo calamita*) population in southern Britain. *Amphibia-Reptilia*. 14: 155-168.

BARBADILLO, L. J., LACOMBA, J. I., PÉREZ-MELLADO, V., SANCHO, V. & LÓPEZ JURADO, L.F. 1999. *Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias.* Geoplaneta. Barcelona. 421 pp.

BEA, A. 1982. *Anfibios y reptiles de Guipúzcoa*. Col. Manuales. 12. Caja de Ahorros Provincial de Guipúzcoa.

BEA, A. 1983. Nuevas citas para la herpetofauna del País Vasco. *Munibe*, 35 (1-2): 89-91.

BEEBEE, T.J.C. 1983. *The natterjack toad*. Oxford University Press. Oxford. 150 pp.

BEEBEE, T.J.C. 1997a. Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years on chalk downland in Sussex, England. *Biological Conservation*, 81(3): 215-219.

BEEBEE, T.J.C. 1997b. Dewponds and amphibian communities on the South Downs. En: *British pond landscapes: action for protection and enhancement. Proccedings of the UK conference of the Pond Life project held at University College, Chester 7th-9th September 1997*. BOOTHBY, J. (Ed.) Pond Life Project Liverpool: 77-82.

BEEBEE, T.J.C. & DENTON, J. 1996. The *Natterjack Toad Conservation Handbook*. Londres 30 pp.

BRADFIELD, K. S. 2004. *Photographic identification of individual Archey's frogs, Leiopelma archeyi, from natural markings*. Department of Conservation. Wellington. 36 pp.

BRADY, L.D. & GRIFFITHS, R.A. 2000. Developmental responses to pond desiccation in tadpoles of the British anuran amphibians (*Bufo bufo, B.calamita and Rana temporaria*). Journal of Zoology, 252: 61-69.

BROOKER L., BROOKER M. & CALE P. 1999. Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use and dispersal mortality. *Conservation Ecology* 3: 4 _onlilne_ URL: http://www.consecol.org/vol3/iss1/art4

DENTON, J.S. & BEEBEE, T.C.J. 1993. Density-related features of Natterjack toad (*Bufo calamita*) populations in Britain. *Journal of Zoology*, 229:105-119.

DENTON, J.S. & BEEBEE, T.J.C. 1994. The basis of niche separation during terrestrial life between two species of toad (*Bufo bufo* and *Bufo calamita*): competition or specialisation? *Oecologia, 97*: 390-398.

DENTON, J.S., HITCHINGS, S.P. & BEEBEE, T.J.C. 1995. Natterjack toad species recovery programme project 1992-95, final report. *English Nature Research Report*, 151: 1-49.

DENVER, R.J. 1997. Proximate mechanisms of phenotypic plasticity in amphibian metamorphosis. *American Zoologist*, 37: 172-184.

DODD, C.K.JR., 2003. *Monitoring Amphibians in Great Smoky Mountains National Park*. USGS circular 1258. Florida. 79 pp.

DOUGHTY, P. & REZNICK, D.N. 2004. Patterns and analysis of adaptive phenotypic plasticity in animals. In: *Phenotypic plasticity. Functional and conceptual approaches*, Dewitt, T.J. & Scheiner, S.M. eds, pp. 126-150. New York: Oxford University Press.

FAHRIG L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, 12: 346–353.

FRANKLIN, I.R. 1980. Evolutionary change in small populations. In: *Conservation Biology, an Evolutionary-Ecological Perspective*. Soulé, M. & Wilcox, B.A. (eds.): 135-150. Sinauer, Sunderland, MA.

FREDERICK, J.L. 1997. Evaluation of fluorescent elastomer injection as a method for marking small fish. *Bulletin of Marine Science*, 61(2): 399-408.

GARCÍA PARÍS, M. 1985. *Los anfibios de España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 287 pp.

GARIN I., SAN SEBASTIÁN, O. & RUBIO, X. 2006. *Estudio de la reproducción del sapo corredor en el Parque de Plaiaundi*, Irún. Ayuntamiento de Irún. 47 pp. Inédito.

GONZALEZ DE LA VEGA, J.P. 1988. *Anfibios y reptiles de la provincia de Huelva*. ERTISA. Huelva. 237 pp.

HALLIDAY, T.R. & TEJEDO, M. 1995. Intrasexual selection and alternative mating behaviour. In: Heatwole, H., Sullivan, B. K. (eds). *Amphibian Biology*, vol 2. pp 419-468. Surrey Beatty & Sons.

HAYES, J.P. & STEIDL, R.J. 1997. Statistical power analysis and amphibian population trends. *Conservation Biology*, 11(1): 273-275.

HITCHNGS, S. & BEEBEE, T.J.C. 1997. Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: implications for conservation. *Heredity*, 79: 117-127.

HUSTE, A., CLOBERT, J. & MIAUD, C. 2006. The movements and breeding site fidelity of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in an urban park near Paris (France) with management recommendations. *Amphibia-Reptilia*. 27: 561-568.

LAURILA, A. & KUJASALO, J. 1999. Habitat duration, predation risk and phenotypic plasticity in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles. *Journal of Animal Ecology,* 68: 1123-1132.

LÓPEZ-JURADO, L.F. 1982. Estudios sobre el sapo corredor (*Bufo calamita*) en el sur de España. I.Biometria. *Doñana, Acta Vertebrata*, 9: 53-68.

LÓPEZ JURADO, L.F. 1983. Estudios sobre el sapo corredor (*Bufo calamita*) en el sur de España. II. Reproducción. *Doñana, Acta Vertebrata*, 10(1): 19-39.

MIAUD, C. & SANUY D. 2005. Terrestrial habitat preferences of the natterjack toad during and alter the breeding season in a landscape of intensive agricultural activity. *Amphibia-Reptilia*. 26: 359-366.

MIAUD, C., SANUY D., & AVRILLIER, J.N. 2000. Terrestrial movements of the natterjack toad *Bufo calamita* (Amphibia, Anura) in a semi-arid, agricultural landscape. *Amphibia-Reptilia*, 21: 357-369.

MIRÓ, I. 1976. *Anfibios y reptiles de Vizcaya*. Col. Temas Vizcaínos, 17. Caja de Ahorros Vizcaína.

MONTORI, A., GRAU, M. & LLORENTE, G.A. 1992. *Ús de l´espai i el temps en la comunitat d´amfibis del massís del Garraf*. Memoria inédita. Diputación de Barcelona. Barcelona.

MONTORI A. 1996. *Amfibis i réptils del Massís del Garraf*. La Sentiu. Quaderns de divulgació. 22 pp.

MOOSMAN, D.L. & MOOSMAN, P.R. 2006. Subcutaneous Movements of Visible Implant Elastomers in Wood Frogs *(Rana sylvarica)*. *Herpetological Review*, 37(3): 300-301.

MOREY, S.R. & REZNICK, D.N. 2004. The relationship between habitat permanence and larval development in California spadefoot toads: field and laboratory comparisons of developmental plasticity. *Oikos*, 104: 172-190.

NEWMAN, R.A. 1992. Adaptive plasticity in amphibian metamorphosis. *BioScience*, 42: 671-678.

NUNNEY, L. & CAMPBELL, K.A. 1993. Assessing Minimum Viable Population Size: Demography Meets Population Genetics. *Tree*, 8: 234-239.

REQUES, R. & TEJEDO, M. 1991. Fenología y hábitats reproductivos de una comunidad de anfibios en la Sierra de Cabra (Cordoba). *Revista Española de Herpetología*, 6: 49-54.

REQUES, R. & TEJEDO, M. 2002. *Bufo calamita* (Laurenti, 1768). In: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*, Pleguezuelos, J.M., Marquez, R., Lizana, M. (eds). Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid: 107-109

RICHTER-BOIX, A., LLORENTE, G.A. & MONTORI, A. 2005. Effects of phenotypic plasticity on post-metamorphic traits during pre-metamorphic stages in the anuran *Pelodytes punctatus*. Evolutionary Ecology Research (http://www.evolutionary-ecology.com/forthcoming.html.)

RUBIO, X., GARIN, I., SAN SEBASTIÁN, O. & IRAOLA, A. 2004. Nota sobre la distribución del sapo corredor (*Bufo calamita*, Laurenti, 1768) en la Bahía de Txingudi (Gipuzkoa, País Vasco). *Munibe*, 55: 253-255.

SALVADOR, A. & GARCÍA-PARÍS, M. 2001. *Anfibios españoles*. Canseco-Esfagnos. Talavera de la Reina. 269 pp.

SAN SEBASTIAN, O., GARIN, I., RUBIO, X. & DÍAS, F. 2005. *Análisis de la distribución geográfica actual y estado de conservación de la población de sapo corredor* (Bufo calamita) *del área de Txingudi*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno Vasco. Donostia. 111 pp. Inédito.

SAN SEBASTIÁN, O., OCÉN, M. & RUBIO, X. 2007. *Análisis del estado y distribución geográfica actual del sapo corredor* (Bufo calamita) *en la costa de Bizkaia*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente de la Diputación de Bizkaia. 69 pp. Inédito.

SANUY, D. & MIAUD, C. 2001. Estudi de les pautes de moviment de les poblacions de *Bufo calamita* mitjancant técniques de radio-tracking en les planes semiàrides de les Terres de Ponent (Catalunya). *Bull. Soc. Cat. Herpetol.*, 15: 23-31.

SHAFFER, M.L. 1987. Minimum viable populations: coping with uncertainty. In: Soule, M.E. (ed.). *Viable Populations for Conservation*, pp. 69-86. Cambridge University Press, Cambridge.

SINSCH, U. 1992. Structure and dinamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia*. 90: 489-499.

STEVENS, V. M., POLUS, E., WESSELINGH, R. A., SCHTICKZELLE, N. & BAGUETTE, M. 2004. Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch-specific resistance in the

Natterjack toad (*Bufo calamita*). *Landscape Ecology*, 19: 829–842, 2004.

TEJADO, C. & POTES, M.E. 1996. *Los anfibios en el Territorio Histórico de Álava*. Arabako F.A. Vitoria-Gasteiz.

TEJEDO, M. 1989. *Éxito reproductor y selección sexual en el sapo corredor,* Bufo calamita. Tesis Doctoral. Universidad de Cordoba.

TEJEDO, M. 1992. Effects of body size and timing of reproduction on reproductive success in female natterjack toads (*Bufo calamita*). *Journal of Zoology, Lond*, 228: 545-555.

TEJEDO, M. 2003. El declive de los anfibios. La dificultad de separar las variaciones naturales del cambio global. *Munibe* (*Suplemento*), 16: 21-43.

TEJEDO, M. & REQUES, R. 1992. Effects of egg size and density on metamorphic traits in tadpoles of the natterjack toad (*Bufo calamita*). *Journal of Herpetology*, 26(2): 146-152.

TEJEDO, M. & REQUES, R. 1994. Plasticity in metamorphic traits of natterjack tadpoles: the interactive effects of density and pond duration. *Oikos*, 71: 295-304.

TEJEDO, M. & REQUES, R. 1997. *Bufo calamita*. In: *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Pleguezuelos, J.M. (Ed.). Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada: 155-157.

WILBUR, H.M. 1980. Complex life cicles. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 11: 67-93.

WILCOX, B.A. & MURPHY, D.D. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.*, 125: 879-887.

ZALDIVAR, C. 2007. Atlas de distribución de los anfibios de La Rioja. *Foresta*, 35: 80-88.

ÍNDICE de AUTORES / AUTHOR INDEX

Abad, Vanessa 210
Alves, Ana Vanessa 250
Amaral, Sandra 180
Anadón, J.D. 210, 216, 262, 272
Arrayago, María Jesús 66
Ayres, César 44
Báez, José C. 196, 202
Ballestar, R. 210, 216, 262
Balmorí, Alfonso 58
Bea, Antonio 66
Bellido, J.J. 202
Bermejo-García, Abel 28
Brea, Cristina 104, 164, 170
Camiñas, Juan A. 196, 202
Campeny, Roser 224
Campos, Miguel Ángel 58
Castillo, J.J. 202
Ceacero, Francisco 82, 130
Cordero Rivera, Adolfo 94
Corral, Mario 112
Crespo, Eduardo G. 190
Díaz-Paniagua, Carmen 148
Díez de Revenga, Emilio 272
Egaña-Callejo, Aitziber 282
Egea-Serrano, Andrés 50
Estrada, Alba 74
Etxezarreta, Jon 238
Farfán, M.A 202
Fernández, José María 66
Ferreira, Margarida 190
Ferreiro, Ricardo 104, 164, 170
Franch, Marc 14, 282
Galán, Pedro 34, 94,104,164,170
García, Pablo 44
García-Muñoz, Enrique 82, 130
Garin-Barrio, Ion 292
Garriga, Núria 14
Giménez, A. 210, 216, 262, 272
Gómez-Rodríguez, Carola 148
Gonçalves, Vera 180
González-Fernández, José E 190
Gosá, Alberto 88
Guerrero, Francisco 130
Guzmán, José Luis 82
Hidalgo, Antonio 130
Iturrate, Xabier 112

ÍNDICE de AUTORES / AUTHOR INDEX

Larrosa, María 210
Lasarte, Patxi 112
Llorente, Gustavo A. 14, 120
Márquez, Ana Luz 74
Martín, J.J. 202
Martínez-Jorquera, Juan 238
Martínez-Medina Francisco, Javier 140
Mons, J.L. 202
Montesinos, Alicia 272
Montori, Albert 14, 120
Mora, Ignacio 272
Naveira, Horacio F. 34
Océn-Ratón, Manu 292
Olano, Iñaki 66
Oliva-Paterna, Francisco J. 50
Onrubia, Alejandro 58
Pardo, Belén 210
Pedrajas, Luís 130
Portheault, Alexandre 148
Real, Raimundo 74, 196, 202
Rebelo, Rui 180
Remón, Nuria 34
Richter-Boix, Alex 14, 120
Rubio, Xabier 238, 292
Ruiz de Azua, Nerea 66
Sáenz de Buruaga, Mario 58
Sagarminaga, Ricardo 196
San Sebastián, Olatz 292
Sánchez, Jorge 104, 164, 170
Sarasola, Vanessa 88
Sá-Sousa, Paulo 250
Sempere, Raúl 272
Serantes, Pablo 104, 164, 170
Torralva, Mar 50
Torreblanca, Davinia 196
Txintxurreta, Arantxa 238
Valdeón, Aitor 158
Vargas, Juan Mario 74
Velo-Antón, Guillermo 94
Vicente, Luís 190
Vila, Marta 34
Villero, Daniel 14, 224

ALBERT MONTORI, GUSTAVO A. LLORENTE, ALEX RICHTER-BOIX, DANI VILLERO, MARC FRANCH & NÚRIA GARRIGA. Colonización y efectos potenciales de la especie invasora *Discoglossus pictus* sobre las especies nativas

ABEL BERMEJO-GARCÍA. Efectos de la introducción de especies exóticas sobre los anfibios de Castilla y León

PEDRO GALÁN, MARTA VILA, NURIA REMÓN & HORACIO F. NAVEIRA. Caracterización de las poblaciones de *Iberolacerta monticola* en el Noroeste ibérico mediante la combinación de datos morfológicos, ecológicos y genéticos

PABLO GARCÍA & CÉSAR AYRES. Depredación masiva de la nutria (*Lutra lutra*) sobre el galápago leproso (*Mauremys leprosa*)

ANDRÉS EGEA-SERRANO, FRANCISCO J. OLIVA-PATERNA & MAR TORRALVA. Aplicación de los criterios UICN a la batracofauna de la región de Murcia (S.E. Península Ibérica)

ALEJANDRO ONRUBIA, MARIO SÁENZ DE BURUAGA, MIGUEL ÁNGEL CAMPOS & ALFONSO BALMORÍ. Herpetofauna del Parque Natural de Izki (Álava, País Vasco)

IÑAKI OLANO, NEREA RUIZ DE AZUA, JOSÉ MARÍA FERNÁNDEZ, MARÍA JESÚS ARRAYAGO & ANTONIO BEA. Estado de conservación de poblaciones periféricas de anfibios: tritón pirenaico *Euproctus asper* y sapo de espuelas *Pelobates cultripes* en la Comunidad Autónoma del País Vasco

ALBA ESTRADA, ANA LUZ MÁRQUEZ, RAIMUNDO REAL & JUAN MARIO VARGAS. Utilidad de los espacios naturales protegidos de Andalucía para preservar la riqueza de especies de anfibios

JOSÉ LUIS GUZMÁN, FRANCISCO CEACERO & ENRIQUE GARCÍA-MUÑOZ. Nuevas citas de anfibios y reptiles en Marruecos

ALBERTO GOSÁ & VANESSA SARASOLA. Seguimiento de una población costera de rana bermeja (*Rana temporaria*)

ADOLFO CORDERO RIVERA, GUILLERMO VELO-ANTÓN & PEDRO GALÁN. Ecología de los anfibios en pequeñas islas costeras del Holoceno: adaptaciones locales y el efecto de plantaciones de árboles exóticos

PABLO SERANTES, PEDRO GALÁN, RICARDO FERREIRO & CRISTINA BREA. Datos preliminares sobre la ecología térmica del eslizón ibérico (*Chalcides bedriagai*) y del eslizón tridáctilo (*Chalcides striatus*) en el noroeste de la Península Ibérica

MARIO CORRAL, XABIER ITURRATE & PATXI LASARTE. La rana ágil (*Rana dalmatina*) en el extremo noroccidental de su distribución ibérica

ALEX RICHTER-BOIX, GUSTAVO A. LLORENTE & ALBERT MONTORI. Segregación espacial y temporal de una comunidad de anfibios en una región mediterránea

FRANCISCO CEACERO, ENRIQUE GARCÍA-MUÑOZ, LUÍS PEDRAJAS, ANTONIO HIDALGO & FRANCISCO GUERRERO. Actualización herpetológica de la provincia de Jaén

FRANCISCO JAVIER MARTÍNEZ-MEDINA. Aproximación a la corología, autoecología y estado de conservación de las subpoblaciones de *Salamandra algira* en Marruecos

CARMEN DÍAZ-PANIAGUA, ALEXANDRE PORTHEAULT & CAROLA GÓMEZ-RODRÍGUEZ. Depredadores de los anfibios adultos de Doñana: Análisis cualitativo

AITOR VALDEÓN. Datos biométricos preliminares de dos poblaciones de galápago europeo (*Emys orbicularis*) en el sur de Navarra

RICARDO FERREIRO, PEDRO GALÁN, CRISTINA BREA & PABLO SERANTES. Datos sobre el crecimiento, madurez y dimorfismo sexual en una población natural de lución (*Anguis fragilis*) en el Noroeste de la Península Ibérica

ARANZADI
zientzi elkartea . sociedad de ciencias
society of sciences . société de sciences

HERPETOLOGIA behatokia
observatorio · observatory · observatoire

ANTOLATZAILEAK EDO LAGUNTZAILEAK / ORGANIZAN O COLABORAN

SOCIEDADE PORTUGUESA DE HERPETOLOGIA

ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA

Universidad del País Vasco
Euskal Herriko Unibertsitatea
The University of the Basque Country

ASOCIACIÓN NATURALISTA HARITZALDE

BABESLEAK / PATROCINADORES

MINISTERIO DE EDUCACIÓN Y CIENCIA

CSIC

Fundación Biodiversidad

EUSKO JAURLARITZA
GOBIERNO VASCO

Gipuzkoako Foru Aldundia
Diputación Foral de Gipuzkoa

Donostiako Udala
Ayuntamiento de San Sebastián

BFA DFB

Arabako Foru Aldundia
Diputación Foral de Álava