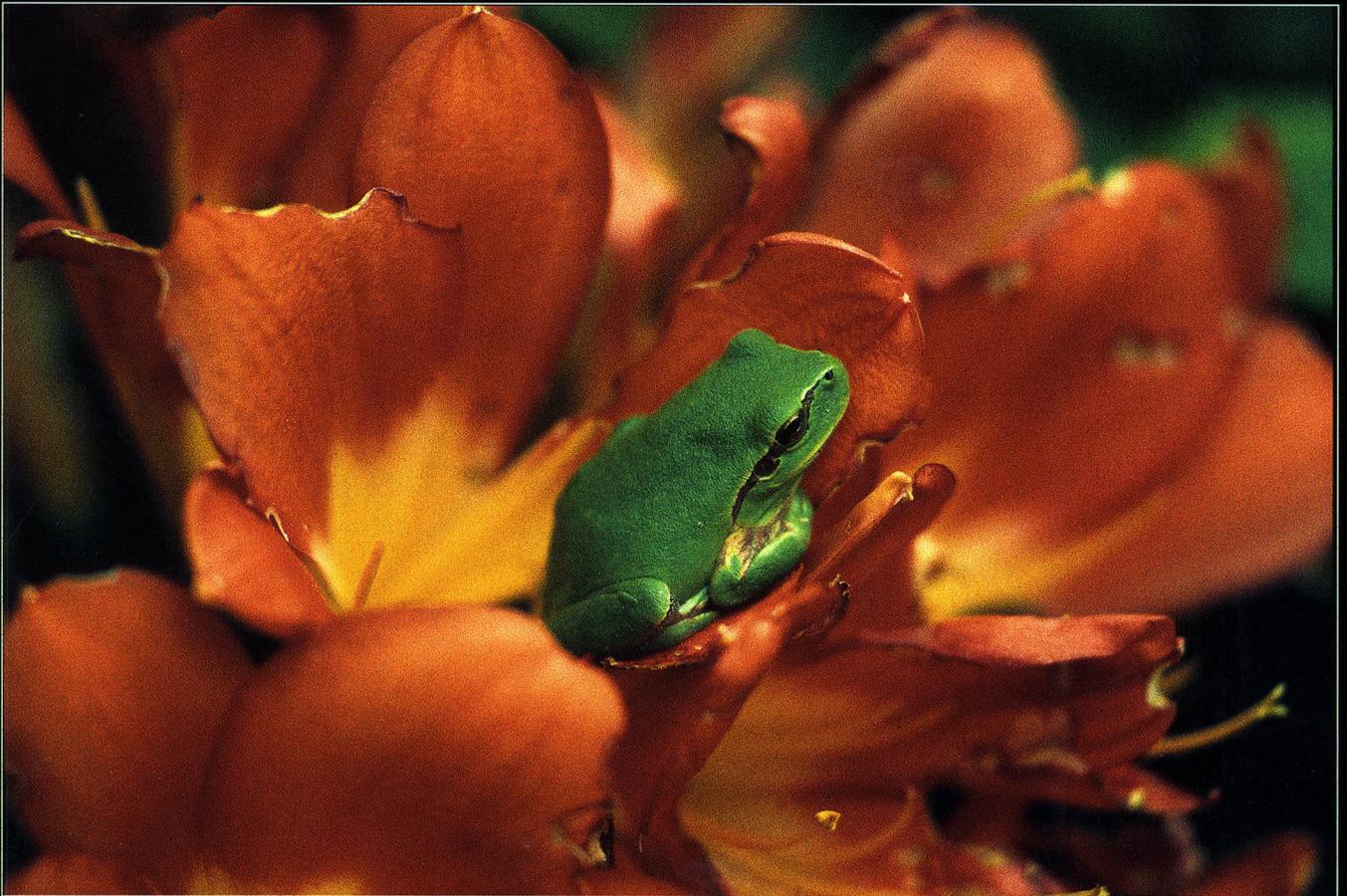


munibe

SUPLEMENTO 16. GEHIGARRIA

La conservación de los anfibios en Europa
Anfibioen kontserbazioa European
Anphibian conservation in Europe



ARANZADI

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

A U R K I B I D E A / I N D I C E

EUSKO JAURLARITZAREN AURKEZPENA / PRESENTACIÓN DEL GOBIERNO VASCO	5
GIPUZKOAKO FORU ALDUNDIKO AURKEZPENA / PRESENTACIÓN DE LA DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA.....	7
ARANZADIKO LEHENDAKARIAREN AURKEZPENA / PRESENTACIÓN DEL PRESIDENTE DE ARANZADI.....	9
SARRERA / INTRODUCCIÓN	11
ANALYSIS OF MATRIX MODELS AS TOOLS FOR AMPHIBIAN CONSERVATION.....	14
EL DECLIVE DE LOS ANFIBIOS. LA DIFICULTAD DE SEPARAR LAS VARIACIONES NATURALES DEL CAMBIO GLOBAL.....	20
IMPACTO DE RADIACIÓN ULTRAVIOLETA Y CONTAMINACIÓN EN ANFIBIOS.....	44
NUEVAS AMENAZAS PARA LOS ANFIBIOS: ENFERMEDADES EMERGENTES.....	56
SOBRE A CONSERVAÇÃO DOS ANFÍBIOS EM PORTUGAL.....	74
EL FERRERET, LA GESTIÓN DE UNA ESPECIE EN ESTADO CRÍTICO.....	90
LA RED DE ESPACIOS PROTEGIDOS DE MADRID COMO FACTOR DE CONSERVACIÓN REGIONAL DE ANFIBIOS.....	100
LA COLONIZACIÓN DE MEDIOS ACUÁTICOS POR ANFIBIOS COMO HERRAMIENTA PARA SU CONSERVACIÓN: EL EJEMPLO DE ARRIBES DEL DUERO	114
LA RECUPERACIÓN DEL HÁBITAT Y LA GESTIÓN DE LA RANA ÁGIL EN NAVARRA.....	128
HIBRIDACIÓN NATURAL DE <i>HYLA ARBOREA</i> (LINNAEUS, 1758) E <i>HYLA MERIDIONALIS</i> (BOETTGER, 1874) EN LA PENÍNSULA IBÉRICA	140
CAUSAS DE LA REGRESIÓN EN EL PERÍODO 1978-1998 Y SITUACIÓN ACTUAL DE LA RANITA MERIDIONAL (<i>HYLA MERIDIONALIS</i>) EN MENDIZORROTZ (GIPUZKOA, PAÍS VASCO)	146
PLAN DE REINTRODUCCIÓN Y SEGUIMIENTO DE LA RANITA MERIDIONAL(<i>HYLA MERIDIONALIS</i>) EN MENDIZORROTZ (GIPUZKOA, PAÍS VASCO) (1998-2003)	160
ESTUDIO BIOACÚSTICO COMPARATIVO PRELIMINAR DE LA POBLACIÓN DE RANITA MERIDIONAL (<i>HYLA MERIDIONALIS</i> , BOETTGER, 1874) DEL PAÍS VASCO.....	178
HEGOALDEKO ZUHAITZ-IGELAREN (<i>HYLA MERIDIONALIS</i>) UGAL PUTZUETAKO LANDAREEDIA GIPUZKOAN (EUSKAL HERRIA)	186
LAS CHARCAS: CONTENIDO DE UN PROGRAMA DE PRESERVACIÓN EN EL PARQUE NATURAL REGIONAL DEL ALTO VALLE DE CHEVREUSE (FRANCIA)	198
ANFIBIOEN NAZIOARTEKO IHARDUNALDIAK MENDIZORROTZEKO <i>HYLA MERIDIONALIS</i> -ERAKO PROPOSAMENAK	204

AURKEZPENA

2002-2020 Garapen Iraunkorrerako Euskal Ingurugiro Estrategia-ren bitartez, herri modura finkatu ditugun bost ingurugiro-helburuetariko bat izadiaren eta bioaniztasunaren babesa da. Herritarrek ingurugiroaren egoeraz gero eta nabarmenago agertzen duten kezkatik sortua da konpromiso hau, eta gure Lurreko ekosistemaren beraren zati den gizakiaren ikuskerari bizkar ematen genioneko iragan denborei erantzuten die.

Ingurugiroa Babesteko 3/1998 Lege Orokorrak, otsailaren 27koak, bere 23. artikuluan Administrazioen esku uzten du aniztasun biologikoaren kontserbazioari eta erabilera iraunkorrari aplikaturiko ikerkuntza bultzatu, sustatu eta indartzeko zeregina. Aurrera bultzatu beharreko bidea hori da. Horregatik, 2002ko otsailean eginiko **“Anfibioen Kontserbazioari buruzko Nazioarteko I. Jardunaldi Teknikoak”** izenekoaren eta horren antzeko topaketen bitartez, harturik dauzkagun helburuetatik batzuk bete dira. Alde batetik, zientzia-mailako topaketa da; eta beste alde batetik, benetako arazo bati heltzen dio, aurretiaz zegoen ekimen-konpromisoa ere betez. Azkenik, lan-ildo berriak ere zabaltzen ditu, besteak beste, ekimen-neurri zehatzak, ikerketa-alor berriak, e.a.

Zientzialarien esanetan, munduko anfibioen egoera gero eta okerragoa da eta animalia hauen mehatxurik handiena euren habitatak aldatu, murriztu edota suntsizetik datorrela diote. Arrazoi horretxegatik, baina, animalia horiek berreskuratu eta kontserbatzearen aldeko ahaleginak zuzeneko eragina du mota horretako habitaten kontserbazio eta berreskurapenean, eta beraz, bertan bizi diren espezieengan ere eragina du.

PRESENTACIÓN

La protección de la naturaleza y de la biodiversidad es una de las cinco metas ambientales que nos hemos fijado como país a través de la **Estrategia Ambiental Vasca de Desarrollo Sostenible 2002-2020**. Este compromiso surge de una conciencia ciudadana cada vez más preocupada por el estado del medio ambiente, y como respuesta a unas épocas pasadas en las que dábamos la espalda a una concepción del ser humano como integrante del ecosistema que constituye la propia Tierra.



La Ley 3/1998, de 27 de febrero, General de Protección del Medio Ambiente, en su artículo 23 encomienda a las Administraciones públicas el impulso, la promoción y el fomento de la investigación aplicada a la conservación y utilización sostenible de la diversidad biológica. Este es un camino en el que tenemos que avanzar. Por eso, encuentros como el celebrado en febrero de 2002 a través de las **“I Jornadas Internacionales de Conservación de Anfibios”**, cumplen con varios de los objetivos que tenemos planteados. Por un lado se trata de un encuentro científico y, por otro, se centra en una problemática real y sobre la que existe un compromiso de actuación. Abre, por otra parte, nuevas perspectivas tanto en cuanto a medidas concretas de actuación como a nuevos campos de investigación.

La comunidad científica habla de un declive mundial de los anfibios e incide en que la modificación, reducción y destrucción de sus hábitats puede considerarse como la mayor amenaza para estos animales. Pero, por la misma razón, realizar esfuerzos en su recuperación y conservación repercute de manera directa en la conservación y recuperación de este tipo de hábitats y, por ende, de las demás especies que albergan.

Está plenamente asumido que los humedales y su vegetación asociada juegan un papel determi-

Hezeguneek eta bertako landarediak bioaniztasunaren kontserbaziorako funtsezko zeregina betetzen dutela guztiz onartuta dago gaur egun. EAEan, Lurralde Antolamenduaren Zuzendaritzatik bertatik heldu zitzaion hezeguneak babesteko premiari, eta horiek babestu eta berreskuratzeko Sektore arteko Lurralde Plan bat egiteko gomendioa eman zuen. Horrela gauzak, **EAEko Hezeguneen Sektore arteko Lurralde Plana**-k laster jasoko du behin-betiko onespina.

Horrez gain, espezieak kudeatzeko berez dau den kudeaketa-planen bitartez, gun e horiek kontserbatzeko beste hainbat neurri eraginkor ere ari dira hartzen. Esaterako, **Hegoaldeko zuhaitz-igelaren Kudeaketa Plana**-ri jarraiki, urmael edo istil batzuk prestatu dira Mendizorrotz inguruetan, ugalketarako gun e bezala balio dezaten. Urmael hauek hainbat kolonizazio-fasetan daude eta EAEko Hezeguneen SLParen inbentarioari gehitu zaizkio.

Labur esanda —eta Garapen Iraunkorrerako Euskal Ingurugiro Estrategiak berak nabarmentzen duenez—, behar-beharrezkoa da inguruneari eta bioaniztasunari buruzko datuak eta informazioa biltzea, kudeaketa-tresna eraginkorrak ahalbait lasterren garatu ahal izateko. Ikerkuntzaren bidez eta horren emaitzak kudeatzaileei eta herritarrei oro har jakinaraztearen bidez, euskal gizarteak eskatzen duenaren bidean aurrera ari gara egiten, bioaniztasunaren babesari dagokionez, eta gobernuaren beraren konpromisoarekin.

nante en la conservación de la biodiversidad. En la CAPV la protección de los humedales se afrontó desde las propias Directrices de Ordenación del Territorio, que encomendaban la elaboración de un Plan Territorial Sectorial para su preservación y recuperación. Este **Plan Territorial Sectorial de Zonas Húmedas de la CAPV** se encuentra en puertas de su aprobación definitiva.

También a través de los propios planes de gestión de especies, se están estableciendo medidas de conservación activa sobre estos espacios. Así, de acuerdo con el **Plan de Gestión de la ranita meridional**, se han dispuesto varias charcas en la zona de Mendizorrotz, al objeto de que sirvan como núcleos de repoblamiento. Estas charcas, que se encuentran en diferentes etapas de colonización han sido incorporadas al inventario del PTS de Zonas Húmedas de la C.A.P.V.

En definitiva, y como la propia Estrategia Ambiental Vasca de Desarrollo Sostenible resalta, es fundamental la adquisición de datos e información acerca del medio natural y de la biodiversidad con el objeto inmediato de poder desarrollar herramientas eficaces de gestión. A través de la investigación y a través de la transferencia de sus resultados a los gestores y a la población en general se avanza en el camino para conseguir lo que la sociedad vasca está demandando con respecto a la protección de la biodiversidad y a cuya consecución el gobierno se ha comprometido.



SABIN INTXAURRAGA MENDIBIL

Lurralde Antolamendu eta Ingurumen Sailburua
Consejero de Ordenación Territorial y Medio Ambiente

AURKEZPENA

Anfibioen Kontserbazioari buruzko Nazioarteko Jardunaldietan, Donostian eginikoetan, teknikariek eta zientzialariek izaniko partehartzeari esker, bioaniztasunaren adierazle garrantzitsua den talde faunistiko honi buruz eztabaidatu, gogoeta egin eta iritziak trukatzeko aukera izan genuen. Giza garapenak —eta orain dela gutxi arte, ingurugiro-ondorioez axolarik erakusten ez zuenak— urlehortar asko eraman ditu muga-egoera batera edota gure planetatik erabat desagertzera. Herri-kudeatzailen aurrean ia-ia oharkabean pasatzen ari ziren ingurugiro-arazoak agerian jarri ditu anfibioei buruzko zientzia-iker-kuntzak, hortik topaketa hauen garrantzia.

Gipuzkoako Foru Aldundiak garatu duen “*Hyla meridionalis*”-aren Kudeaketa Planak hainbat ikuspegitatik lantzen du gaia: zientzia, teknika eta naturaren ikuspegietatik, hain zuzen, eta hainbat eragile publiko, pribatu eta elkarte bultzatu ditu plan honetan esku hartzera. Ahaleginak eta ikuspegi desberdinak batu nahi dituen planteamendu hau, guk uste dugu abiapunturik onena dela espezie honen berreskurapena lortzeko, horixe baita denon helburua.

Aurkezten dugun argitalpenak beste ikuspuntu bat ere jasotzen du: Europan beste urlehortar batzuen kudeaketan izaniko ikuspegi gaineke esperientziei dagokiena, gure Atala “*Hyla meridionalis*”arekin bultzatzen ari den ekimena nabarmen hobetuko duena, ezbairik gabe. Gainera, ale hau beste hainbat tokitan ere oso lagungarria izan daitekeela uste dugu, kolokan dauden espezieak berreskuratzeko politiken premia gero eta txikiagoa izatea espero badugu ere.

Bioaniztasunaren defentsa landa garapenarekin eta modernizazioarekin uztartzeko erantzukizu-

PRESENTACIÓN

La participación de técnicos y científicos en las Jornadas Internacionales de Conservación de Anfibios de Donostia permitió el encuentro, debate, y reflexión sobre un grupo faunístico que está revelándose como un importante indicador de biodiversidad. El desarrollo humano y, hasta fecha reciente, despreocupado por sus repercusiones ambientales, ha llevado a muchos anfibios a una situación límite o su extinción en nuestro planeta. La investigación científica sobre anfibios está mostrando problemas ambientales que estaban pasando casi desapercibidos ante los gestores públicos, de ahí la importancia de estos encuentros.



El Plan de Gestión de “*Hyla meridionalis*” que desarrolla la Diputación Foral de Gipuzkoa, está trabajando desde varios puntos de vista: científico, técnico y naturalístico mediante la incorporación al plan de diversos agentes públicos, privados y asociaciones. Este planteamiento que pretende aunar esfuerzos y visiones diversas, creemos es el mejor punto de partida para conseguir la completa recuperación de esta especie, objetivo común de todos.

La publicación que presentamos recoge otro punto de vista, la visión de otras experiencias de gestión de anfibios en Europa que sin duda alguna mejorará la actuación que lleva a cabo nuestro Departamento con *Hyla meridionalis*. Además este volumen creemos puede servir de ayuda en otros lugares, en los que esperemos cada vez sea menos necesario acometer políticas de recuperación de especies en situación delicada.

Quienes tenemos la responsabilidad de conjugar la defensa de la biodiversidad con el desarrollo y modernización del medio rural, entendemos

na daukagunon ustean, lurraldeari dagozkion eragile guztien artean zabalik mantentzen dugun eztabaidari euskarri sendoak emanez gero, garen eramangarri eta integralerako politikak sor ditzakegu gure ekosistemetan, gaurko eta bihar-ko gizartearen onurako.

que es mediante la incorporación de bases científicas sólidas al debate abierto que mantenemos a diario entre todos los agentes que afectan al territorio, como podemos generar políticas de desarrollo integral sostenible en nuestros ecosistemas en beneficio de nuestra sociedad actual y futura.



NURIA LÓPEZ DE GUEREÑU ANSOLA

Landa Ingurunearen Garapenerako Departamentuko Foru Diputatua
Diputada Foral del Departamento de Desarrollo del Medio Rural

AURKEZPENA

Dibertsitate Biologikoa eta bere kontserbazioa erreferente garrantzitsuak bihurtu dira mundu osoan 1992an Rio de Janeiro egindako Lurraren Gailurraz geroztik. Azken hamarkadetan espezie asko desagertu dira, Dinosauruen desagertpenaren inguruan “Desagertpen Handia” bezala ezagutzen denaren kopurua soberan gaituz. Biodibertsitatea galtzeak, espezieak edo hauen populazioak eta ondare genetikoak galtzeak gizakiaren biziraupena bera ere arriskuan jartzen du, osatzen duen kate trofikoaren menpe dagoen “animalia pentsalari” bat besterik ez baita.

Zentzu honetan, oso kezagarria da azken miloi urteetan ia eboluzio-aldaketarik jasan ez duten anfibioak bezalako animaliak planetako eremu babestuetatik eta teorikoki narriatuta ez dauden eremuetatik ere desagertzea. Datuen arabera, gizakiaren jardueraren egungo egoeraren arduraduna dela dirudi, baina era berean, bere ekintzak prozesua geldiaraz dezake.

Ikerketa oso garrantzitsua da espezieak kontserbatzeko, baina soilik emaitzak kontserbatzeko programa eraginkorrak abian jartzeko erabiltzen badira. Horretarako, ezinbestekoa da, gero eta globalizatuagoa dagoen mundu honetan, hainbat ikerketa-zentroen arteko erakundearteko lankidetzak. Zenbait arazo komun ditugu, hala nola Biodibertsitatearen Kontserbazioa, eta elkarrekin egin behar diegu aurre. Arlo hauetan esperientziak elkartrukatzek helburu komun hori ez bairik gabe erdiesten laguntzen dute.

ARANZADIK, betiere duela mende erditik gora sortzen ikusi zuen gizartearen alde, Planetaren Ondare Natural komuna Kontserbatzen lagundu nahi du. Helburu honekin sortu zen “Anfibioak Kontserbatzeko Nazioarteko Jardunaldiak” egiteko ideia. Hala,

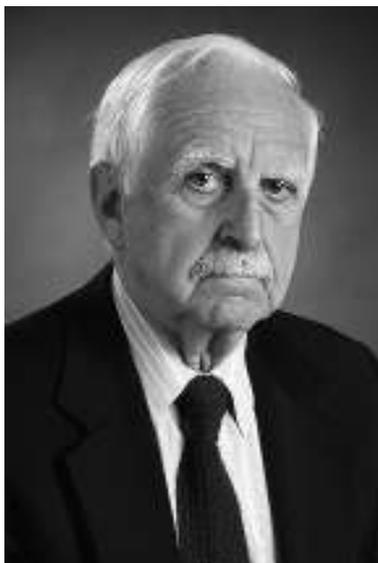
PRESENTACIÓN

La Diversidad Biológica y su conservación se han convertido en un referente de primer orden mundial a raíz de la Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro en 1992. En las últimas décadas se ha constatado la extinción de numerosas especies, habiéndose superado con creces las cifras de la conocida como “la Gran Extinción”, referente a la desaparición de los dinosaurios. La pérdida de Biodiversidad, pérdida de especies o de sus poblaciones y su patrimonio genético, pone en peligro incluso la supervivencia del propio ser humano, que no es sino un “animal pensante” que depende igualmente de las cadenas tróficas en las que se integra.

En ese sentido, resulta sumamente preocupante que animales como los anfibios, que apenas han sufrido cambios evolutivos en los últimos millones de años, estén desapareciendo incluso de zonas protegidas y teóricamente no degradadas del planeta. Todo parece indicar que la actividad humana es la principal responsable de la situación actual pero también su acción puede frenar el proceso.

La investigación es capital para la conservación de las especies, pero sólo si los resultados se utilizan para ejecutar programas conservacionistas eficaces. Para ello se hace imprescindible, en un mundo cada vez más globalizado, la colaboración interinstitucional entre los diferentes centros de investigación. Tenemos una serie de problemas comunes, como puede ser la Conservación de la Biodiversidad, y debemos afrontarlos conjuntamente. El intercambio de experiencias en esos campos contribuyen sin lugar a dudas a lograr dicho objetivo común.

ARANZADI, desde su labor al servicio de la sociedad de la cual nació hace más de medio siglo, pretende aportar su granito de arena en la Conservación del Patrimonio Natural común del Planeta. Con ese espíritu nació la idea de organizar “las Jornadas Internacionales de Conservación de



Natur Zientzien Munibe Aldizkariaren Gehigarri honen aurkezpenak 2002an egindako jardunaldi hauek merezi duten amaiera eman nahi die.

Zientzi Elkarte honek Biodibertsitatea Kontserbatzearen inguruan azaltzen diren arazoei eta erronkei aurre egiteko konpromisoa berresten du. Betiere, ikerketa zientifiko serio eta aitzindari baten bidez, teknologia berriak erabiliz eta nazioarteko beste ikerketa-zentro batzuekin elkarrekin lan eginez.

Argitalpen honekin ez da bidea amaitzen, dudarik gabe aurretik bide luzea duen ibilbide baten lehen etapa ixten da soilik. Gainera, Ibilbide honek, datozen belaunaldien mesederako, egindako ahalegina ez bairik gabe sarituta ikusiko du.

Anfibios", celebradas en 2002, las cuales concluyen de manera brillante con la presentación de este Suplemento especial del Munibe de Ciencias Naturales.

Esta Sociedad de Ciencias, renueva una vez más su compromiso de hacer frente a los problemas y retos que se nos plantean en la Conservación de la Biodiversidad, por medio de la investigación científica seria y pionera, con la utilización de las nuevas tecnologías y trabajando conjuntamente con otros centros de investigación de referencia internacional.

Con esta Publicación no termina el camino, sólo se cierra la primera etapa de una andadura que sin duda tiene un largo recorrido por delante, pero que verá, recompensado su esfuerzo para el beneficio de las generaciones venideras.



JOSE MIGUEL LARRAÑAGA BAJINETA

Aranzadiko Lehendakaria
Presidente de Aranzadi

SARRERA

Munibe Aldizkariaren Gehigarri honek Anfibioak Kontserbatzeko Nazioarteko Jardunaldien ondorioak, adosturiko muga-epe barruan jasotako hizlarien artikulua eta Europan arlo honetan izandako hainbat esperientzia jasotzen ditu. Tamalez, autore batzuen erabakiz, ezin ditugu eskaini Jardunaldien hitzaldi guztien testuak. Donostiako Akuariuma izan zen topaketa honen lekuko: 2002ko otsailean ARANZADI Zientzi Elkarteak antolatuta, nazioarteko mailan entzute handia duten hogeit hamar herpetologo Europar Batasuneko hainbat herrietatik etorri eta bertan elkartu ziren.

Topaketak Haritzalde Elkarte Naturalistaren eta Espainiako Elkarte Herpetologikoaren (AHE) laguntza jaso zuen eta erakunde publiko hauek bultzatu zuten: Eusko Jaurlaritza, Gipuzkoako Foru Aldundia eta Donostiako Udala.

Aranzadiren ekimenaren zergatia anfibioak munduan izaten ari diren gainbeheran bilatu behar da. Mundu osoan desagertzen ari dira eta inork ez daki zergatik. Urrutira joan gabe, hementxe ditugu mehatxupean dauden anfibioak eta zehazki espezie bat: hegoaldeko igela (*Hyla meridionalis*). Espezie hau Euskal Herrian desagertzeko zorian dagoen espezieetako bat da. Anfibioen gainbehera honen arrazoiak ikertzen ari dira eta hauek gutxitzea eta desagertzea eragiten duten faktore batzuk aurkitu dira. Haietako asko ez ziren ezagutzen orain dela gutxi arte. Zoritxarrez, badirudi gizakiaren jarduerak zerikusia duela aipatutako gainbeherarekin.

Hala ere, Kontserbazio aktiboaren bidez, espezie hauek eta beren populazioak berreskuratzea gure esku ere egon daiteke. Jardunaldiok gure inguruan Anfibioak Kontserbatzeko arloan eginiko hainbat esperientzi elkartrukatzeak aukera eskaini zuten.

Jardunaldiek proposatzen zituzten helburuetatik batzuk lortu ziren, behintzat. Jardunaldi

INTRODUCCIÓN

El presente Suplemento de la Revista Munibe recoge las conclusiones de las Jornadas Internacionales de Conservación de Anfibios, así como todos los artículos de los ponentes recibidos dentro del plazo acordado y diversas experiencias europeas en ese campo. Lamentamos no poder contar, por decisión de algunos de los autores, con todas las ponencias que se presentaron en las citadas Jornadas. El Aquarium donostiarra fue el testigo de dicho encuentro, organizado por la Sociedad de Ciencias ARANZADI en febrero de 2002, que reunió a una veintena de herpetólogos de reconocido prestigio internacional procedentes de diferentes países de la Unión Europea.

El evento contó con la colaboración de la Asociación Naturalista Haritzalde y de la Asociación Herpetológica Española (AHE) y fue impulsado desde las Instituciones públicas: Gobierno Vasco, Diputación Foral de Gipuzkoa y Ayuntamiento de San Sebastián.

El porqué de la iniciativa de Aranzadi, hay que buscarlo en el declive mundial de los anfibios. Están desapareciendo en todo el mundo y nadie sabe a ciencia cierta el motivo que, sin embargo, es una realidad. Sin ir más lejos, a nuestro lado tenemos anfibios amenazados y una especie en concreto, la ranita meridional (*Hyla meridionalis*), catalogada en peligro de extinción en el País Vasco. Es el ejemplo cercano de lo apuntado.

Se están investigando las razones de este declive de los anfibios y se han encontrado ciertos factores que inciden en su disminución y desaparición. Buena parte de ellos eran totalmente desconocidos hasta hace poco tiempo. Por desgracia, todo parece indicar que la actividad humana está relacionada con el mencionado declive.

Sin embargo, la recuperación de esas especies y de sus poblaciones también puede estar en nuestras manos, por medio de la Conservación activa. Las Jornadas sirvieron de punto de encuentro de las diferentes experiencias de nuestro entorno en materia de Conservación de Anfibios.



argazkia / foto: Eli Gorostegi

hauetan –segur aski lehen aldiz Europan eta ez bairik gabe lehen aldiz Iberiar Penintsulan– herpetologo ospetsuenak elkartzea lortu zen mundu mailako eta era berean herri mailako arazo bat aztertzeko. Esperientziak elkartruku eta Europan egiten ari diren ikerketa-lan batzuen datuak aurkeztu ziren; eta hau guztia “Life” bat izan zitekeen egitasmo garrantzitsu eta zehatz baten babesik gabe.

Halaber, Txostengileen mailak Jardunaldiek izan zuten garrantziaren inguruan ideia bat eman diezaguke. Jardunaldi hauek, dudarik gabe, Anfibioko Kontserbatzeari dagokionez erreferentea izango dira etorkizunean. Partehartzaileen artean nabarmentzen dira, besteak beste, UICN-ren menpeko nazioarteko DAPTF erakundeko Zuzendari Nagusia, Portugaleko Elkarte Herpetologikoaren Presidente, Frantziako Elkarte Herpetologikoaren Presidenteordea eta Espainiako Elkarte Herpetologikoaren Zuzendaritzako zenbait kide.

Jardunaldiek komunikazioa indartzeko eta harremanak estutzeko balio izan zuten. Dena den, oraindik ikusteke dago Jardunaldi hauekin Aranzadi Zientzi Elkarteak ereindako hazia ernatuko ote den. Nolanahi ere, ereinda dago. Erna bedi.

Los objetivos con los que habían sido planteadas las Jornadas fueron, al menos en parte, alcanzados. Se consiguió aglutinar, posiblemente por primera vez en Europa y sin duda por primera vez en la Península Ibérica, a herpetólogos del más alto nivel para analizar un problema a escala mundial, pero que también es una realidad a nivel local. Se produjo un intercambio de experiencias y se presentaron algunos datos de los trabajos que en materia de investigación se están realizando en Europa y todo ello sin el paraguas ni el amparo de un gran proyecto concreto, como podría ser un “Life”.

El nivel de los ponentes nos puede dar una idea, asimismo, de la importancia que tuvieron las Jornadas, que sin duda serán un referente en el futuro en lo concerniente a la Conservación de los anfibios. Destacan entre otros, el Director General del DAPTF, organismo internacional dependiente de la UICN, el Presidente de la Asociación Herpetológica de Portugal, el Vicepresidente de la Sociedad Herpetológica Francesa y varios miembros de la Directiva de la Asociación Herpetológica Española.

Las Jornadas sirvieron para establecer puentes de comunicación y estrechar lazos dentro de la comunidad científica europea. Está por ver todavía si la semilla puesta por la Sociedad de Ciencias Aranzadi con estas Jornadas va germinar o no. En cualquier caso, está sembrada. Esperemos que germine.



XABIER RUBIO PILARTE

Jardunaldien Koordinatzailea
Coordinador de las Jornadas



**Analysis of Matrix Models as Tools
for Amphibian Conservation**

Claude MIAUD*

Analysis of Matrix Models as Tools for Amphibian Conservation

GAKO HITZAK: Sentikortasun analisiak, populazio dinamikak, Amphibians, *Rana temporaria*, *Salamandra lanzai*.

KEY WORDS: Sensitivity analysis, population dynamics, Amphibians, *Rana temporaria*, *Salamandra lanzai*.

MOTS CLES: Analyse de sensibilité, dynamique des populations, Amphibiens, *Rana temporaria*, *Salamandra lanzai*.

Claude MIAUD*

LABURPENA

Anfibioen gainbehera eta beren populazioen desagerpenari buruz burutu diren ikerketa gehienak, beherakada horien sorburuak identifikatu eta tamaina neurtzeko programetara zuzenduta daude. Populazio-ereduak ornodun ugarien kontserbazioan orohar erabiltzen badira ere, anfibioekin oraindik oso gutxitan erabiliak izan dira.

Artikulu honetan, bi anfibio populazioaren hazkunde-tasa estimatzeko bi eredu kuantitatiboren erabilera azaltzen da. Lehenengo espeziea baso-igel gorria (*Rana temporaria*) da. European espezie oso arrunta da, eta ingurune ezberdinetako eremuak, latitude zein altitude baxuetatik altuetara, kolonizatzen ditu. Beste espeziea Lanzako arrabioa (*Salamandra lanzai*) da eta hori, berriz, Alpeetako eremu zehatz batean baino ez da aurkitzen. Parametro demografikoak eta biziraupen-tasak nahiko ongi dokumentaturik daude eta sentikortasun-analisen erabilera duela gutxi argitaratu zen bi espezie horientzat: populazioaren hazkundera eragin handien duten parametroak identifikatzeko, adinaren egituraren eredu bat eraiki zen. Ikerketa horietan erdietsiriko emaitza nagusiak aurkeztu eta alderatzen dira eta espezie bakoitzaren kontserbazio-lerroak proposatzeko erabiltzen dira.

SUMMARY

Most research on amphibian decline or losses of populations has focused on programmes to identify the magnitude and range extent of declines in numerous species. Population models are widely used in biological conservation of many vertebrates, but remain very scarce in Amphibians.

In this paper, I exposed the use of quantitative models to estimate the population growth rate in two amphibian species. The first species is the Common frog (*Rana temporaria*). It is widespread in Europe and colonizes various environments, from low to high latitude and altitude. The other species is the Lanza's salamander (*Salamandra lanzai*), which on the contrary is restricted to a very narrow distribution range in the Alps. The vital rates and demographic parameters have been relatively well documented and the application of sensitivity analysis has been recently published in these two species: an age-structured model was built to identify the parameters that mostly influence the population growth rate. The main results obtained in these studies are presented and compared, and used to propose guidelines for conservation in each species.

RÉSUMÉ

La plupart des études sur le déclin des amphibiens ou la disparition de populations se sont concentrées sur l'identification de l'amplitude et de l'étendue de ces phénomènes chez de nombreuses espèces. Les modèles de dynamique des populations sont couramment utilisés en biologie de la conservation de nombreux vertébrés, mais encore rarement pour les Amphibiens.

Dans cet article, je décris l'utilisation de ces modèles quantitatifs pour estimer la croissance des populations de deux espèces d'Amphibiens. La première espèce est la Grenouille rousse *Rana temporaria*. C'est une espèce commune en Europe, colonisant une gamme d'environnement étendue, de la plaine à l'étage alpin. L'autre espèce est la Salamandre de Lanza *Salamandra lanzai*, qui, au contraire, est très localisée dans les Alpes. Les paramètres démographiques et taux de survie sont relativement bien connus, et des analyses de sensibilité ont récemment été publiées chez ces deux espèces, à partir de la construction de modèles structurés en âge, pour identifier les paramètres les plus influents sur la croissance des populations. Les résultats principaux de ces études sont décrits et comparés, et utilisés pour proposer des directives d'actions de conservation pour chacune des espèces.

* Université de Savoie, UMR CNRS 5553
Laboratoire de Biologie des Populations d'Altitude
73 376 Le Bourget du Lac, France
e-mail: claudem.iaud@univ-savoie.fr

INTRODUCTION

Conservation biologists use mathematical tools to analyse population viability mainly in two overlapping goals: estimating population extinction times or probabilities and targeting the best ways to improve population growth (MILLS *et al.*, 1999). The most effective and popular tools for this latter goal is the analysis of matrix population models (CASWELL, 2000a), and especially the calculation of age- or stage-specific sensitivities or elasticities indicating factors (e.g. demographic parameters) that most affect population growth.

Although widely used in mammals and birds (e.g. Caswell, 2000b), population modelling has rarely been used for herpetological conservation problems (GRIFFITH & WILLIAMS, 2000). One explanation could be the lack of demographic data in numerous species. However, an increasing number of population studies provide information on e.g. age, survival or fecundity in several amphibian species and relatively limited demographic information can still be used with generalized quantitative models (BIEK *et al.*, 2002)

In this paper, I am presenting the use of sensitivity analysis to address conservation biology problems in two amphibian species. The first example is the Common frog *Rana temporaria*. This Anuran exhibits a "classical" life cycle with the succession of an aquatic phase (with two stages: egg and tadpole) and a terrestrial phase (with two stages: juvenile and adult). It is a widespread species in Europe, able to colonize low to high latitude and altitude environments. The application of a sensitivity analysis in the Common frog was carried out by Biek *et al.* (2002). The second example is the Salamander of Lanza *Salamandra lanzai*. This Urodela presents a relatively simplified life cycle because it is entirely terrestrial and viviparous. The distribution range of this species is particularly reduced, limited to some mountain slopes in the Southwest Alps. A quantitative model of this species population dynamics was proposed in Andreone *et al.* (in press). The comparison of these two contrasted species will cover characteristics of numerous other amphibian species.

METHODS

The main goal is to identify the demographic parameter and transition rates of the life cycle that most contributed to the population dynamics (e.g. to the increase or decrease in the number of individuals). The first step is to build the life cycle on a time-discrete stage structured basis (e.g. by age, sex,

reproductive status). Secondly, a constant matrix that includes the mean value of demographic rates is built. The matrix analysis yields the deterministic population growth rate λ ($\lambda = 1$ when the population is stationary), population structure, and elasticities. The change of λ due to a given proportional change in a specific stage defines the elasticity of each stage of the vital cycle. Computer software such as ULM (LEGENDRE & CLOBERT, 1995) allows the handling of these time-discrete stage-structured population models.

Matrices and demographic parameter estimates:

Biek *et al.* (2002) constructed a female-based, post-birth pulse lefkovitch matrix with annual projection intervals representing a population with three stages: prejuvenile (embryo, larva, and overwintering metamorph), juvenile, and reproductive adults. The matrix for this life history is shown in figure. 1a. Vital rates, reproductive parameters and transition probabilities were obtained from literature: Embryo survival was 0.92, larval survival was 0.06, metamorph survival was 0.34, juvenile survival was 0.33 and adult survival was 0.43 (embryo, larval, and metamorph survival together encompass the first year of life). Transition probabilities were probabilities to pass from juvenile to juvenile (0.25) and from juvenile to adult (0.08). The probability of laying was 1.0 (all mature female lay eggs), the clutch size was 650 eggs and age at maturity was 3 years old (vital rates and transition probabilities were for female only and all are annual). The fecundity of 650 eggs results of a mean clutch size divided by two (assuming a 1:1 sex-ratio) in order to represent female embryos only.

Andreone *et al.* (in press) constructed a vital cycle including both sexes for the Salamander of Lanza (fig. 1b). Parameters were obtained from literature: Newborn and juvenile annual survival are virtually unknown. It was therefore considered as constant with a mean value of 0.80. Minimum and maximum values of 0.70 and 0.90 were used in simulation for this parameter. An equal production of male and female in each litter (1:1 sex-ratio at birth) was assumed. Age at maturity influenced the transition rate from juvenile to adult stage. Mean age at maturity was 6-8 year old in males and 8 years old in females. Adult survival was 0.98 (without inter sexual difference). The mean litter size was 2.2 young. The mean duration of gestation is 3.5 years. The reproductive system used was monogamy (i.e. one male is the father of all the newborn in one litter).

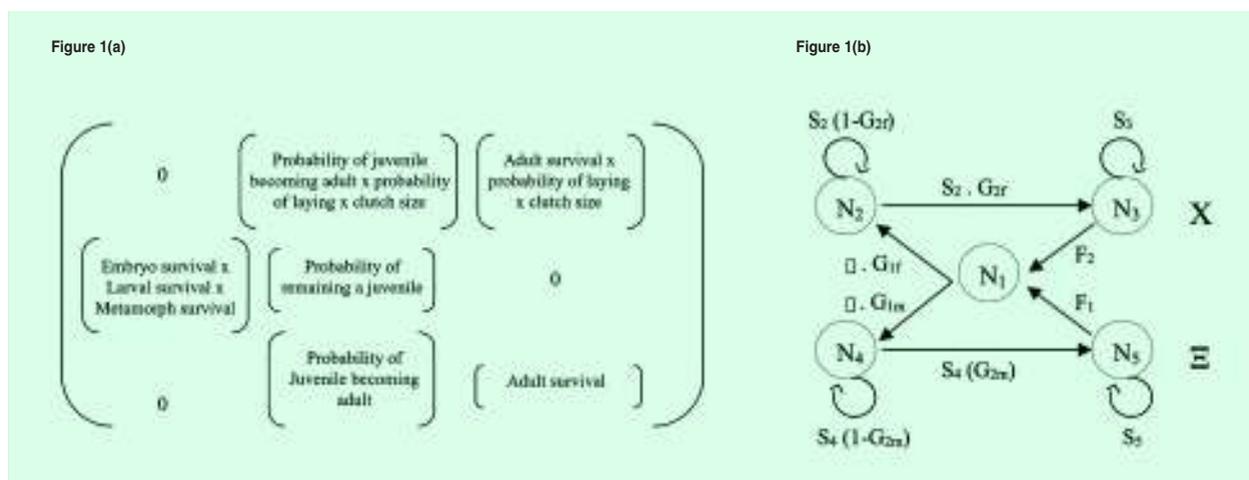


Figure 1(a). Female-based post-birth lefkovich matrix with annual projection intervals representing a population with a life history consisting of three stages: prejuvenile (embryo, larvae, overwintering metamorph), juvenile and reproductive female. This matrix was proposed for the Common frog *Rana temporaria* by Biek *et al.* (2002).

Figure 1(b). Life cycle graph proposed by Andreone *et al.* (in press) for the Salamander of Lanza *Salamandra lanzai*. There are five age-classes (N1 to N5). Each life history parameters and transitions from one age-class to another are described in Methods (adapted from ANDREONE *et al.*, in press).

RESULTS

Life cycle and age-structured model

In the Common frog, Biek *et al.* (2002) defined three age classes (N1 to N3) with specific probability of surviving. The cycle (and estimates of each parameter) was based upon an annual time scale. N1 was the prejuvenile stage (including embryo, larva, and overwintering metamorph), N2 the juvenile stage and N3 the reproductive female stage. The specific survival rate of N1 was embryo survival \times larval survival \times metamorph survival. During the juvenile life, individuals survive as juvenile (with a probability of remaining a juvenile), or pass onto the following age-stage, e.g. adult. The time spent as a juvenile depends on age at maturity. The specific survival of N3 was female annual survival. Annual contribution to reproduction (and then N1) was female survival \times probability of laying \times clutch size.

In the Salamander of Lanza, Andreone *et al.* (in press) defined five age classes (N1 to N5) with specific survival. This cycle (and estimates of each parameter) is also based upon an annual time scale. N1 was the newborn stage, N2 the 1-year-old female juvenile stage and N4 the 1-year-old male juvenile stage. The transition rate from N1 to N2 was the product of the sex ratio at birth and the probability of surviving from one year (as newborn) to the following (as 1 year old female juvenile). The transition rate from N1 to N3 was rather similar. During the juvenile life, individuals survive as juve-

niles (with a survival probability of S_4 and S_2 in juvenile males and females respectively), or pass onto the following age-stage, e.g. adult. The time spent as a juvenile can differ between sexes. This leads to two transition rates, i.e. $[S_2, (1 - G_{2f})]$ staying and surviving as a juvenile or $[S_2, G_{2f}]$ passing from juvenile to adult stage. Because age at maturity is high (more than 1 year), G_{2f} on an annual scale is $1/\text{age at maturity per year}$. S_3 and S_5 refer to annual adult survival in each sex. F transition rates refer to reproductive parameters, e.g., fecundity (annual number of newborn) and gestation duration. F_2 and F_1 were the female and male annual contribution to the following stage (e.g., newborn). The gestation period exceeds one year so the female contribution equals $[n/d \cdot \emptyset \cdot 1/d]$ where n was the number of newborn, d gestation was the duration in year and \emptyset was the newborn sex-ratio. The male's contribution to newborn production depends on the reproductive system. During the reproductive season, each male can fecund the complete litter of only one female (monogamy), or of several females (polyandry), or only part of the litter (polygyny). This information is included in the global life cycle of *S. lanzai* because F_2 will vary according to the reproductive system of these salamanders.

Simulation and elasticity analysis

In *Rana temporaria*, elasticity analyses were conducted (CASWELL, 2000). Moreover, Biek *et al.* (2002) used life-stage simulation analysis to

estimate the amount of variation in λ explained by the variation in each vital rate (MILLS & LINDBERG, 2002). This approach - based on calculation of λ at stable distribution from replicates - considers the degree of variation (e.g. standard deviation, SD) of each vital rate and reproductive parameter. The results showed that changes in vital rates did not have equal effects on λ . The greatest proportional change in λ results from a change in adult and juvenile survival rates. For life-stage simulation analysis, the most variable vital rate (SD) best explained overall variation in λ , and larval survival had by far the highest value in *Rana temporaria*.

In *Salamandra lanzai*, the first simulation (using ULM software), conducted with the mean parameters, leads to a population growth rate (λ) of 1.03. This result shows that this population was close to stability and that the proposed value of unknown parameters (juvenile survival) was biologically realistic. The asymptotic population age structure was 40% in juvenile (newborn + juvenile of both sexes), and 30% for each adult stages (males and females). The elasticity of a population's growth rate (λ) to a change in demographic parameters (transition rates) is defined as the proportional change in growth rate given a proportional, infinitesimal change in a transition rate, while all other elements remain constant (MILLS *et al.*, 1998). These elasticities were computed for $\lambda = 1$ (e.g., stable population of *S. lanzai*). The annual male survival was the demographic parameter that mostly influenced the growth rate, followed by the juvenile and female survival. The transition rate related to reproduction (e.g., fecundity) contributed clearly less to the population growth rate than adult and juvenile survival parameters.

DISCUSSION

As highlighted by Biek *et al.* (2002) in their comparative analysis of three anuran species, the key results of these analysis was that the elasticity of λ was highest for juvenile or adult survival in all three species studied. A similar result was obtained in two populations of *S. lanzai* differing in altitude and life-history traits such as age at maturity, fecundity and duration of gestation (ANDREONE *et al.*, in press). For example, Biek *et al.* (2002) reported that the 15% reduction in juvenile and adult survival results in an approximately 19% decline in λ . In

comparison, reduction in embryo survival results in a 16% decline in λ .

Both studies highlighted that when λ has a high elasticity to one or more vital rates - juvenile and adult survival in both species - relatively large effects on λ result from small variations of these rates. On the other hand, an equivalent variation in λ can also be caused by a large variation in a rate of low elasticity (e.g. embryo survival, fecundity, etc.). Finally, cumulative effects - e.g. simultaneous variation of several vital rates with low elasticities - can also lead to large variations in λ .

The knowledge of this relative importance of vital rates in amphibian population dynamics is of course a main guideline for conservation. Preventing perturbations in post-metamorphic vital rates is clearly a priority in e.g. *Rana temporaria*, and other species with similar life-history traits. This also argues to continue research effort for good quantitative estimations of the life-history traits (mean, highest and lowest values).

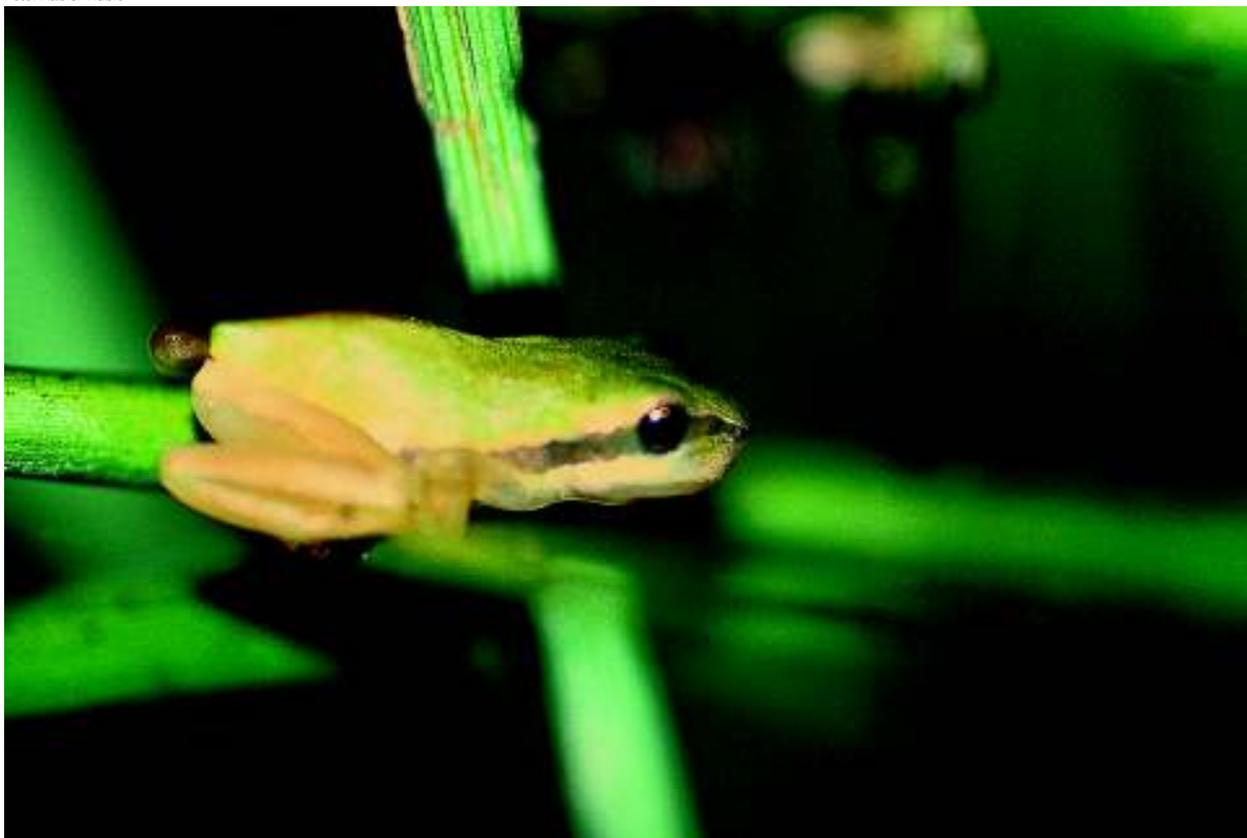
In *Salamandra lanzai*, the sensitivity analysis was used to classify problems in term of risk (ANDREONE *et al.*; in press). The first one concerns the small distribution range of the species. The second main problem concerns the loss or alteration of the habitat. The analysis highlights the importance of adult survival on population dynamics and every factor, which could decrease this parameter, is a threat for *S. lanzai*. According to current information, the main habitats where this salamander lives are not yet severely endangered or disturbed by anthropogenic actions. One population is now included within a regional park, a measure which should guarantee (at least in theory) a greater conservation effect. However, in some periods of the year (i.e. July and August) car traffic is particularly intense, being the main threat to these Amphibians (ANDREONE *et al.*, 2002). The managers of this regional park should propose traffic regulation (hours of traffic, position of parking, etc.) in order to minimize the risk of *S. lanzai* mortality.

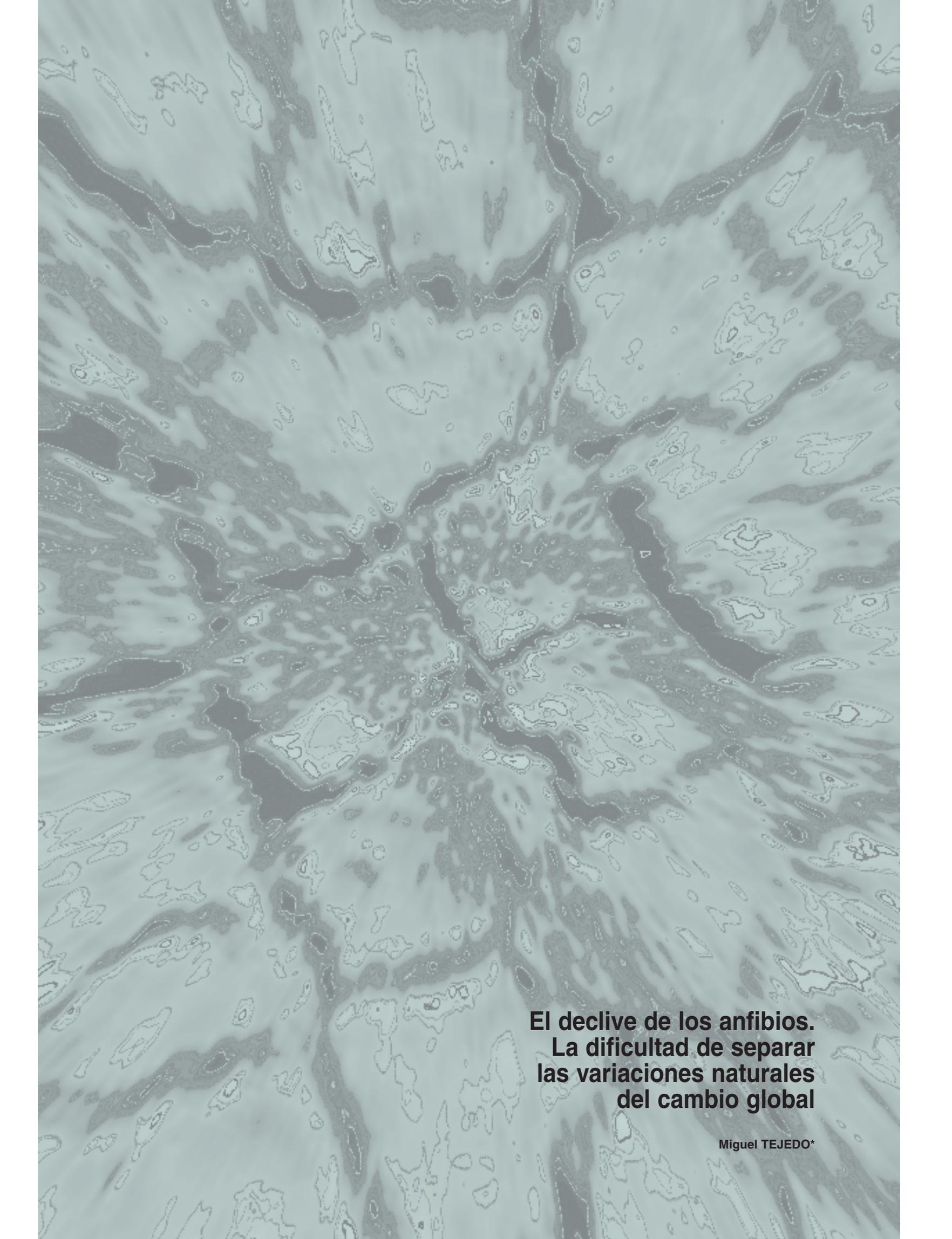
In conclusion, Biek *et al.* (2002) found a welcome final sentence: "Application of sensitivity analysis and other quantitative models can help prioritise research and management efforts and thereby improve the prospects for conserving the world's amphibian diversity"

REFERENCES

- ANDREONE F., MIAUD C., BERGÒ P., BOVERO S., DOGLIO S., GUYÉTANT R., RIBÉRON A. & STOCCO P.
2002 Research and conservation activity on *Salamandra lanzai* in Italy and France (Urodela, Salamandridae). Atti del terzo Convegnoio Salvaguardia Anfibilg, Lugano, 23-24 giugno 2000: 9-19.
- ANDREONE F., C. MIAUD, P. BERGO, S. DOGLIO, P. STOCCO, A. RIBÉRON, P. GAUTIER
Living at the top: testing the effects of life history traits upon the conservation of *Salamandra lanzai*. Ital. J. Zool. in press.
- BIEK R., W. C. FUNK, B. A. MAXELL & L. S. MILLS
2002 What is missing in Amphibian decline research: Insights from Ecological Sensitivity Analysis. Conserv. Biol. 16: 728-734.
- CASWELL H.
2000a Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. 2nd edition. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- CASWELL H.
2000b Prospective and retrospective perturbation analysis: their roles in conservation biology. Ecology 81: 619-627.
- GRIFFITHS R.A. & C. WILLIAMS
2000 Modelling population dynamics of great crested newts (*Triturus cristatus*): a population viability analysis. Herpetol. J. 10: 157-163.
- LEGENDRE S. & J. CLOBERT
1995 ULM : Unified Life Models, a software for conservation and evolutionary biologists. J. appl. Stat. 22: 817-834.
- MILLS L.S., D.F. DOAK & M.J. WISDOM
1999 Reliability of conservation actions based on elasticity analysis of matrix models. Conserv. Biol. 13(4) : 815-829.
- MILLS L.S. & M. LINDBERG
2002 Sensitivity analysis to evaluate the consequences of conservation actions. Pp 338-366, S.R. Beissinger & D.R. McCulloch (Eds). Population viability analysis. University of Chicago Press, Chicago.

Foto: Xabier Rubio





**El declive de los anfibios.
La dificultad de separar
las variaciones naturales
del cambio global**

Miguel TEJEDO*

El declive de los anfibios. La dificultad de separar las variaciones naturales del cambio global

GAKO HITZAK: Anfibiaok, *Bufo calamita*, aldaketa klimatikoa, kontserbazioa, anfibioen gainbehera, demografia.

KEY WORDS: Amphibians, *Bufo calamita*, climate change, conservation, amphibian declines, demography.

PALABRAS CLAVE: Anfibios, *Bufo calamita*, cambio climático, conservación, declives de anfibios, demografía.

Miguel TEJEDO*

LABURPENA

Biodibertsitateak erakusten duen krisialdia planeta mailan, gizakiak ingurumenean zuzenean sortzen dituen eta objektiboki kontrastagarriak diren inpaktuen lehen ondorio dugu. Bestalde, giza-jarduerak zeharka eragiten dituen efektuak neurtzailak dira, perturbazioak, mundu mailan ondorioa dutenak, naturalki gertatzen diren aldaketa demografikoekin oso erraz nahas baitaitezke. Ornodunen artean, espezie berrien deskripzio tasarik handiena erakusten duen taldea anfibioena da, baina, beste alde batetik, azken 15 urte hauetan haien populazioetan aurkitu diren beherakadaren aztarnak oso ugariak izan dira, kasu batzuetan espezieen iraungipena eta guzti gertatu delarik. Paradoxikoki, aipaturiko gainbehera ez da soilik bereziki gizatiaturiko eremuetan azaltzen ari, baizik eta urrutiko lurraldeetan eta babesturiko guneeetan ere, non gizakiaren eskuhartze zuzena baztertu behar den. Horrek guztiak mundu mailan giza-jarduerak eragin dituen klima aldaketa orokorren zeharkako ondorioa dela pentsarazten du. Lehen urratsa, ordea, hipotesi hori baieztatu baino lehen, mundu mailan ematen ari den anfibio populazioen beherakadak patroirik erakusten duenentz jakitea litzateke. Orain arte eginiko analisietan gainbehera globala delako hipotesi hori errealitatea den ez da argitzerik izan. Zalantza nagusia da egindako ikerketa eta jarraipenak urte-serie motzetan gauzatu direla eta horrek aldaketa demografiko naturalak estali ditzakeela. Izan ere, aldaketa demografiko horiek, espezie gehienek erakusten duten sortze-denboraren kausaz, hamar urtetik gorako zikloak izan ditzakete. Denbora-serie nahiko zabalez (>15 urte) dauden errejistro eskasek, den-denak bestalde latitude epeletan lorturikoak, poblazio mailan gainbehera prozesu orokor eza adierazten dute. Lan honetan bibliografiari errepasoa ematen zaio eta adibide batez, denbora-serie motzetan oinarrituriko beherakadak populazio mailan ematen diren ala ez ziurtatzeak dituen ekologia zein metodologia zailtasunak erakusten ditugu. Izan litezkeen alternatiba pragmatikoak, esaterako elastizitate-modelo kuantitatiboak edo populazioetan botila-leporik dagoen baieztatzeko proba genetikoak, zeinek gainbehera dagoela ziurtatzeko diagnostiko zuhurragoa eta denboran motzagoa bultzatu dezaketen, eta populazioak larriki mehatxaturik egon aitzitik, aurreikuspen neurriak ezartzea planteatzen dugu.

SUMMARY

World-wide crisis of biodiversity can be attributable, in first place, to direct impact of human activities on the environment, and their effects are objectively noticeable. On the other hand, global climate changes induced indirectly by human activities may also explain this crisis but their consequences can be difficult to evaluate since they may be confounded with natural fluctuations of populations. Amphibian populations have been suspected to be declining globally, and an increasing number of studies have shown that many populations and species are disappearing even from seemingly pristine habitats, especially in tropical montane sites where human interferences can be disregarded as a potential cause of decline. This suggests the idea that global climate agents are responsible of these losses. However, a rigorous evaluation of this hypothesis would previously require to demonstrate the existence of a global pattern of amphibian decline. Studies addressing this question are certainly not conclusive since not enough long-term census data on amphibians are still available. Most amphibian populations exhibit a high degree of demographic variability that clouds any conclusion about their trends. This limitation precludes the possibility of drawing a global pattern of decline when based on time series too short to have enough statistical power to reject the null hypothesis of no decline. Some alternatives to long-term monitoring programs are suggested such as elasticity analysis and molecular tests for the existence of eventual population bottlenecks.

RESUMEN

La crisis que presenta la biodiversidad planetaria podemos atribuirla en primera instancia a los impactos derivados de la acción directa del hombre sobre el ambiente, los cuáles son objetivamente contrastables. Por otra parte, los efectos indirectos, que surgen igualmente por la actividad antrópica, son difícilmente estimables ya que estas perturbaciones, que tienen su efecto a escala global, son fácilmente confundibles con variaciones demográficas naturales. Los anfibios son probablemente el grupo de vertebrados con mayor tasa de descripción de nuevas especies pero, por otro lado, numerosas evidencias realizadas en los últimos 15 años muestran alarmantes disminuciones en sus poblaciones que han llegado incluso a la extinción de algunas especies. Paradójicamente, este declive no queda restringido a áreas fuertemente humanizadas sino que se está produciendo, igualmente, en zonas protegidas o remotas, principalmente en ambientes

*Departamento de Biología Evolutiva, Estación Biológica de Doñana-CSIC, Avda. de María Luisa s/n. Pabellón del Perú, 41013-Sevilla, España
Correo electrónico tejedo@ebd.csic.es
Fax +34 95 462 1125
Tfo. +34 95 423 2340

tropicales, donde el impacto directo del hombre puede ser descartado. Este hecho refuerza la idea de que probablemente nos encontramos ante agentes indirectos inducidos por cambios climáticos globales de origen antrópico. El primer paso, sin embargo, antes de contrastar esta hipótesis, implicaría resolver la cuestión de si realmente nos encontramos ante un patrón de declive de poblaciones de anfibios a escala planetaria. Los análisis realizados hasta la fecha muestran resultados equívocos o poco concluyentes ante la eventualidad de este presunto declive global. La principal fuente de incertidumbre proviene de que estos análisis están basados en series temporales fundamentalmente cortas que impiden desligar esta hipótesis de las variaciones demográficas naturales. Estas variaciones demográficas pueden presentar ciclos de más de diez años, por el elevado tiempo de generación que presentan la mayoría de las especies. Los escasos registros con series temporales suficientemente amplias (>15 años), todas ellas, por otra parte, concentradas en latitudes templadas, revelan la inexistencia generalizada de procesos de declive a escala poblacional. En este trabajo revisamos la literatura y mostramos con un ejemplo las dificultades tanto de índole ecológica como metodológica para poder asegurar la existencia de declives a escala de población basados en series temporales cortas. Planteamos posibles alternativas pragmáticas como modelos cuantitativos de elasticidad o pruebas genéticas para comprobar cuellos de botella poblacionales, que puedan favorecer un "diagnóstico" más certero y menos costoso en tiempo para asegurar la existencia de declive y establecer medidas preventivas antes de que las poblaciones se vean seriamente amenazadas.

*"Cuando Damballah quiera, comenzará la gran huida.
Cuando Damballah quiera las ranas y los sapos desaparecerán"*
Tú, la oscuridad
Mayra Montero, 1995

I. INTRODUCCIÓN

Los anfibios: ranas, sapos, tritones, salamandras y cecilias se han convertido en el canario de las minas y se les ha considerado como verdaderos testigos de la actual crisis de la biodiversidad que está siendo aceptada ya como el sexto evento de extinción que ha padecido la historia de la vida en la tierra (LEAKEY Y LEVINS, 1997; CHAPIN *et al.*, 2000).

Los anfibios muestran una riqueza próxima a las 4800 especies, lo cual les ha hecho recientemente superar en biodiversidad a los mamíferos (GLAW Y KÖHLER, 1998). Por otra parte, junto a los peces, presentan las máximas tasas de descripción de nuevos taxones, tanto en términos absolutos como en términos relativos, dentro de los vertebrados (GROOMBRIDGE *et al.*, 1992), y su biodiversidad total absoluta se estima que superará ampliamente las cinco mil especies (FROST, 2002). Esto nos da pie a pensar que desgraciadamente, y al igual que está ocurriendo con otros grupos taxonómicos, estamos fatídicamente perdiendo una biodiversidad aún no descrita, de una manera silenciosa, sin saberlo (HANKEN, 1999).

Dentro de este problema sobre la disminución de las poblaciones de anfibios podemos distinguir dos factores causales que, aunque radicados en el mismo origen, tienen desarrollos e implicaciones distintas en cuanto a las estrategias posibles para frenar o mitigar sus efectos. En primer lugar, la destrucción directa por parte del hombre de los hábitats, tanto acuáticos como terrestres, que ocupan los anfibios es probablemente el factor de mayor incidencia a la hora de explicar el declive de los anfibios y por extensión a toda la biodiver-

sidad (ALFORD y RICHARDS, 1999; SALA *et al.*, 2000). Aunque esta reducción es un patrón generalizable a escala global, una estima realista de esta pérdida de hábitats es difícil de valorar. Una posible referencia sería la drástica pérdida de humedales y marismas que se ha experimentado en el último siglo, llegando a representar un 54 % del total de humedales que han desaparecido en Estados Unidos o el 95 % perdido en Australia (WORLD RESOURCES INSTITUTE, 1990). En España podemos hablar de una reducción de alrededor de un 60 % de la superficie original de humedales (CASADO y MONTES, 1995), estimada en base a catálogos históricos (p.ej. PARDO, 1948). Sin embargo, estos catálogos y referentes históricos no recogen el elevado número de charcas, arroyos y otros pequeños humedales que son, por otra parte, los hábitats de reproducción óptimos para los anfibios. Hay que añadir, igualmente, que el deterioro y desaparición de estos ambientes pasa frecuentemente desapercibido para las agencias de medio ambiente, debido a que se tratan de unidades de conservación de pequeño tamaño y, además, mayoritariamente estacionales. En este sentido, la falta de registros históricos determina que no tengamos constancia del porcentaje de microhumedales perdidos en los últimos años, aunque podemos sospechar que la destrucción ha sido radical en áreas urbanizadas y de agricultura intensiva (OLDHAM y SWAN, 1991).

Aparte de la destrucción física, la actividad directa del hombre, a través de sus actividades agrarias, ganaderas, mineras, industriales, urbanísticas y de ocio, promueve igualmente la degradación de estos hábitats acuáticos que se puede

cifrar en: contaminación del agua, erosión y colmatación, introducción de especies que alteran las interacciones ecológicas (depredadores, competidores o patógenos), cambios en los regímenes hídricos que modifican los hidroperiodos o duración de las charcas (FISHER y SHAFFER, 1996; MARCO *et al.*, 1999; COWMAN y MAZANTI 2000; SPARLING, 2000; ROWE y FREDÁ, 2000). Estas mismas actividades promueven la alteración de los medios terrestres por contaminación química, deforestación, urbanización, etc. (MEANS *et al.*, 1996; MARCO *et al.*, 2001).

Un problema añadido, con una potencial incidencia en la conservación de las poblaciones de anfibios, se deriva del hecho de que la eliminación o degradación de determinados medios acuáticos y de los ambientes terrestres que les rodean no tiene una repercusión en la demografía de estas poblaciones de una manera simplemente aditiva. La estructura metapoblacional que parecen presentar la mayor parte de las poblaciones de anfibios, determina que la eliminación de un punto concreto de reproducción o de dispersión, condiciona la viabilidad de núcleos reproductivos próximos, conectados con éste. Estos núcleos pueden verse implicados a modo de efecto dominó, desapareciendo igualmente aunque las alteraciones no incidan directamente sobre ellos (GILL, 1978; BERVEN y GRUDZIEN, 1990; SJÖGREN-GULVE, 1994; SINSCH, 1992; MARSH y TRENHAM, 2001).

En segundo lugar, el declive de las poblaciones de anfibios puede obedecer a efectos indirectos derivados de las actividades desarrolladas por el hombre en los últimos 150 años. Este proceso parece estar desencadenando alteraciones climáticas a escala planetaria cuya evolución y trascendencia parecen comenzar a modelarse y predecirse (SCHNEIDER y ROOT, 2001). En las pasadas dos décadas ha empezado a revelarse que las poblaciones de anfibios están siendo amenazadas por una serie de factores aún no claramente comprendidos y que están afectando áreas donde la incidencia directa del hombre es escasa o nula (WALDMAN y TOCHER, 1998; CAREY *et al.*, 2001; GARDNER, 2001). Estas alteraciones pueden ser adscritas esencialmente a:

1) cambios climáticos, por ejemplo, perturbaciones que afectan a la temperatura y régimen de precipitaciones (POUNDS y CRUMP, 1994; POUNDS *et al.*, 1999);

2) incremento de contaminantes de dispersión a gran escala geográfica, como es el caso de la lluvia ácida;

3) enfermedades infecciosas que pueden estar originadas por la evolución natural de ciertos patógenos o, de modo indirecto, por cambios ambientales que inducen la formación de formas patogénicas y/o debilitan el sistema de defensas inmunes en los anfibios (CAREY, 2000).

II. EVIDENCIAS DEL DECLIVE GLOBAL DE LAS POBLACIONES DE ANFIBIOS

Los testimonios históricos sobre disminuciones de poblaciones de anfibios son prácticamente anecdóticos, aunque no desconocidos, y ya desde finales del siglo XIX se descubrieron disminuciones puntuales de algunas especies como *Rana catesbeiana* y *R. aurora draytoni* en California (JENNINGS y HAYES, 1985). A mediados del siglo XX se describieron en Estados Unidos disminuciones de algunas poblaciones aisladas o especies endémicas, como es el caso de *Rana onca* en Nevada (WRIGHT y WRIGHT, 1949) y *Bufo cognatus* en Oklahoma (BRAGG, 1960).

Sin embargo, no es hasta la década de 1980 y principios de 1990, cuando la comunidad científica comienza a recopilar información de declives de poblaciones de anfibios a escala geográfica planetaria. Entre estos declives se incluyeron ejemplos alarmantes de desaparición completa de poblaciones con mortandades masivas e incluso la pérdida irremediable de especies. En la actualidad se está realizando un enorme esfuerzo de seguimiento de numerosas especies de anfibios que se enmarca en la Evaluación Global de los Anfibios (*Global Amphibian Assessment, GAA*), patrocinado por la comisión para la supervivencia de las especies de la IUCN, *NatureServe*, el Centro para la Ciencia Aplicada a la Biodiversidad de *Conservation International* y la *Amphibiaweb*. Los resultados más recientes de este seguimiento arrojan el siguiente balance por regiones biogeográficas:

1) Región neotropical. Se han detectado disminuciones drásticas en zonas de bosque de montaña tropical de Centroamérica, afectando a especies como el sapo dorado, (*Bufo periglenes*) y la rana arlequín (*Atelopus varius*) en Costa Rica (CRUMP *et al.*, 1992; POUNDS y CRUMP, 1994). Por otro lado, más del cuarenta por ciento de la fauna anfibia ha desaparecido en cuatro localidades estudiadas de modo intensivo, tanto en Costa Rica (POUNDS *et al.*, 1996) como en Panamá (LIPS, 1998, 1999). En Puerto Rico han desapare-

cido tres especies (JOGLAR y BURROWES, 1996). Siete de las ocho especies conocidas de *Atelopus* en Venezuela han desaparecido (LA MARCA y LÖTTERS, 1997). En Ecuador, 15 especies de anuros han disminuido (COLOMA, 1995; COLOMA *et al.*, 2000; RON *et al.*, 2003). En general, existe en toda la región Neotropical, reservorio de la mitad de la riqueza mundial en cuanto a número de especies de anfibios (DUELLMAN, 1999), una tendencia de declive a escala regional (YOUNG *et al.*, 2001; YOUNG y LIPS, 2002; IUCN, 2002 a, b).

2) Australia. De las 213 especies con las que cuenta esta región, se han detectado la extinción de tres de ellas, mientras que 14 están en un estado crítico de conservación y otras 27 vulnerables o casi amenazadas (LAURANCE *et al.*, 1996; HERO, 2001).

3) Sur de Asia. Se han examinado unas 310 especies de la región, de las cuáles 18 estarían extintas y unas 134 pueden ser consideradas como amenazadas en mayor o menor grado (MOLUR, 2002).

4) Norteamérica. En regiones remotas de montaña en Estados Unidos se ha constatado la disminución de la rana de las cascadas (*Rana cascadae*) (FELLERS y DROST, 1993), de la rana de patas rojas y la de patas amarillas (*Rana aurora* y *R. muscosa*) (BLAUSTEIN y WAKE, 1990), y del sapo de Yosemite (*Bufo canorus*) (KAGARISE, SHERMAN y MORTON, 1993).

Por último, de las 32 especies de anfibios que se encuentran en España, una se encuentra en estado crítico, dos amenazadas y otras 18 especies se pueden considerar como vulnerables o casi amenazadas (MÁRQUEZ y LIZANA, 2002).

Podemos afirmar que en la mayor parte de los declives registrados, la destrucción y degradación directa de los hábitats es la principal causante de la disminución de las poblaciones de anfibios a escala global. No obstante, numerosas evidencias de declives, principalmente en la región Neotropical, Australia y Norteamérica presentaban una serie de características comunes como la de localizarse en áreas relativamente alejadas de la intervención directa del hombre, incluso en parques nacionales o en lugares apartados. Por otro lado, se concentraban en zonas de elevada altitud o en climas fríos. En algunos casos la disminución no afectó a todas las especies de anfibios de la comunidad; las mortandades implicaron mayormente a los estadios metamórficos. Por último, la causa directa de estas mortandades puede atribuirse a enfermedades infecciosas del tipo ranavirus y de hongos quitridios

(BERGER *et al.*; 1998, DASZAK *et al.*, 1999; SPEARE y BERGER, 2000; BOSCH *et al.* 2001).

Resumiendo, el declive de los anfibios es una realidad objetiva y distinguir claramente los dos procesos que pueden explicar este declive resulta fundamental para decidir la adopción de estrategias de conservación específicas que intenten mitigar las consecuencias de los mismos. Por un lado, la destrucción directa de las metapoblaciones de anfibios presentan efectos devastadores pero que, en parte, pueden ser remediados mediante acertadas políticas de recuperación de hábitats o incluso programas de cría en cautividad (p. ej. *Alytes muletensis*, ROMÁN y MAYOL, 1997). Sin embargo, la estrategia de conservación cambia drásticamente si consideramos como agentes causales del declive a las perturbaciones promovidas por el cambio climático. Estas perturbaciones podrían estar promoviendo un profundo impacto, muy difícil de cuantificar y valorar y, a todas luces inevitable, ya que afectaría igualmente a zonas legalmente protegidas, con lo cual, las estrategias de conservación basadas en la preservación de hábitats se convierten, y nunca mejor dicho en términos anfibios, en papel mojado. Se hace, por tanto, indispensable para comprender la magnitud del problema, promover un programa de investigación que permita revelar la existencia de un patrón de declive de poblaciones a escala global centrándose en aquellas áreas no afectadas de forma intensiva por el hombre.

III. UN PROGRAMA DE INVESTIGACIÓN DEL DECLIVE GLOBAL DE LOS ANFIBIOS COMO CONSECUENCIA INDIRECTA DE LA ACTIVIDAD DEL HOMBRE.

La configuración de un programa de investigación que pretenda establecer una relación entre las perturbaciones ambientales promovidas por el hombre, como origen y fundamento del declive de los anfibios a escala global, pasa por las eventualidades características de cualquier problema biológico. En biología, el nivel de explicación causal que podemos aportar adolece de las características emergentes de nuestra disciplina que, a diferencia de las ciencias físicas, presenta una serie de contingencias históricas que hace muy particular el desarrollo del mismo. Un análisis lógico de causalidad acerca del declive de los anfibios debe, en primera instancia, poder explicar el proceso previo y presente del declive y, en última instancia, poder predecir la respuesta futura (MAYR, 1961). En una primera fase de definición del proceso, hemos de considerar que en el análisis de la

mayor parte de los patrones ecológicos y de su posible proceso explicativo constituye una proposición condicional del tipo “si-entonces”. La mayor parte de las hipótesis que se manejan en ecología contienen la proposición de que si se ha producido el proceso (Y), entonces se originará el patrón (X) (WIENS, 1989). En el caso que nos trata, sobre el eventual declive de las poblaciones de anfibios, tendríamos la hipótesis de, si actúan los agentes del cambio global provocado por el hombre, entonces esperaríamos una reducción en las poblaciones de anfibios. Por tanto, esta afirmación causal contiene dos partes (patrón y proceso), que a su vez representan hipótesis diferenciadas, y para dar validez a este argumento lógico será necesario la constatación de ambas partes. Es decir, hemos de demostrar, en primer lugar, si existe realmente un patrón de declive global, y si el patrón existe, podemos entonces y, sólo entonces, pasar a conferir causalidad al proceso: ¿podemos atribuir la existencia del declive como consecuencia indirecta de la acción humana sobre el planeta?

La validación de cada fase implica distintas aproximaciones heurísticas. Mientras que las hipótesis acerca de los procesos requerirán en esencia aproximaciones experimentales, la constatación de la hipótesis del patrón del declive de las poblaciones a escala mundial requerirá un análisis comparado. En este trabajo, nos centraremos especialmente en discutir las dificultades inherentes para demostrar la existencia de este patrón global, que surgen principalmente de la enorme variabilidad en las tendencias demográficas de las poblaciones de anfibios. Si no conseguimos desligar una tendencia de descenso demográfico real de los vaivenes cíclicos naturales de las poblaciones de anfibios, no podremos definir claramente el patrón de declive a escala global y, por añadidura, poder conferir causalidad atribuible a los agentes del cambio global.

IV. ANÁLISIS DE LA VARIABILIDAD DEMOGRÁFICA DE LAS POBLACIONES DE ANFIBIOS

Está claro, por lo mostrado anteriormente, que poblaciones locales de numerosas especies de anfibios han disminuido o incluso desaparecido en los últimos años. Sin embargo, y debido a que estas desapariciones se han descrito en zonas geográficas muy limitadas, no podemos extrapolar estos resultados y proclamar la existencia de un patrón de declive global. Determinar si realmente estas disminuciones poblacionales son el reflejo

de una crisis global planetaria, ha motivado la necesidad imperiosa de recopilar información de registros demográficos por todo el mundo (WAKE, 1998). Esto ha llevado en los últimos años a la publicación de sendos estudios que pretenden analizar las tendencias demográficas de numerosas poblaciones de anfibios a escala mundial (ALFORD y RICHARDS, 1999 y HOULAHAN *et al.*, 2000). Ambos estudios muestran que las poblaciones de anfibios tienden, en promedio, a presentar disminuciones demográficas, incluso cuando el análisis se realiza seleccionando series demográficas relativamente largas, superiores a siete años (HOULAHAN *et al.*, 2000). Sin embargo, estas aproximaciones adolecen de dos importantes deficiencias que pueden condicionar la validez de sus conclusiones. En primer lugar, la mayor parte de las series temporales de mayor duración se han medido en ambientes templados, mientras que resultan muy escasos los registros largos en ambientes tropicales, donde se han cifrado los mayores declives y extinciones. Si consideramos series de larga duración la expresada por Houlahan *et al.* (2000, Apéndice 3) igual o superior a siete años, de un total de 335 series temporales sólo 9 proceden de áreas tropicales (2.7%). En este sentido, parece casi aventurado extrapolar conclusiones acerca del declive a áreas geográficas distintas de la región Holártica. Una consideración añadida parte del criterio, no justificado por otra parte por los autores, de definir series de larga duración a partir de siete años. Como veremos más adelante, consideraciones de índole estadística y demográfica hacen que cualquier análisis basado en series inferiores a los 12-15 años carecen de suficiente poder estadístico para verificar una tendencia al declive. En segundo lugar, en ningún momento estos análisis señalan qué fracción de estas series temporales corresponde a poblaciones poco afectadas por la actividad directa del hombre y que, además, mantengan una estructura metapoblacional potencialmente funcional. Este aspecto resulta fundamental si queremos conferir causalidad a los agentes del cambio global.

Uno de los resultados más importantes que ofrecen estos trabajos ha sido el de mostrar la manifiesta variabilidad inherente en la dinámica de las poblaciones naturales de anfibios. Así, encontramos que los coeficientes de variación tienden a aumentar con los años aunque estos acaban estabilizándose en las series más largas. Igualmente, vemos que las diferencias en los coeficientes de variación máximos y mínimos decrecen en periodos más largos (MARSH, 2001). Esta variabilidad

natural de las poblaciones de anfibios puede provocar que no encontremos una tendencia al declive de las poblaciones, no porque este declive no se esté produciendo, sino más bien a la insuficiencia de un poder estadístico apropiado que lo demuestre. El poder estadístico de un test es la probabilidad de no cometer error estadístico del tipo II o, lo que es lo mismo, de obtener un falso negativo, que supone el fracaso en poder detectar un efecto que es cierto. En nuestro caso, un test posee un poder estadístico suficiente si permite rechazar la hipótesis nula de que no existe declive en la población, cuando esta hipótesis nula es realmente falsa, es decir, cuando existe realmente declive. Un poder estadístico bajo o insuficiente no nos permitiría evidenciar la existencia de este declive real. (HAYES Y STEIDL 1997) muestran que un poder estadístico considerado aceptable, como es un valor de 0.8, sólo se encontraría para tendencias muy claras, por ejemplo de una correlación entre la estima demográfica frente al tiempo de 0.9, mientras que serían necesarias series superiores a los 13 años para valores de correlación de 0.7. Si la tendencia al declive es baja, p.ej. 0.5, harían falta casi 20 años de seguimiento para evidenciarlo.

En este sentido, se hace esencial un conocimiento de los niveles de variabilidad de las poblaciones de anfibios y de los factores que inducen esa variabilidad. El hecho de presentar un ciclo de vida complejo amplifica el nivel de variabilidad demográfica ya que la fase acuática embrionaria y larvaria ocupan un ambiente ecológico distinto del ambiente terrestre típico de la fase juvenil y adulta (DUELLMAN y TRUEB, 1986). Añadido a esto, la fase larvaria se desarrolla por lo general en ambientes muy fluctuantes e impredecibles, raramente permanentes, en un gradiente de durabilidad y permanencia que determina un elevado riesgo de mortandad y escasa predecibilidad en las tasas de reclutamiento al medio terrestre. Finalmente, una elevada fecundidad favorece que episodios puntuales de reclutamiento puedan ser causantes de fuertes fluctuaciones demográficas. Es por ello que la fase larvaria se considere como "reguladora" de la dinámica demográfica adulta (WILBUR, 1980; BERVEN, 1995).

Pasaré a comentar algunos ejemplos que muestran la elevada variabilidad en la dinámica de las poblaciones de anfibios y el papel regulador que juegan los eventos de metamorfosis.

En estudios realizados con *Rana sylvatica*, se ha demostrado que los sucesos de reclutamiento presentan una naturaleza episódica y que la diná-

mica de la población adulta está correlacionada con la dinámica de los metamórficos, no presentando tendencias temporales ni al aumento ni al declive (BERVEN, 1990; BERVEN y GRUDZIEN, 1990; BERVEN, 1995).

En un seguimiento realizado en Suiza con *Rana temporaria* (MEYER *et al.*, 1997) se estudiaron las dinámicas demográficas de tres poblaciones durante un periodo bastante amplio, entre 23-28 años. Los resultados de este estudio sugieren una estabilidad demográfica general con la excepción de una de las poblaciones donde parece apuntarse un cierto declive, quizás causado por la introducción de peces en la charca a principios de 1990. Las otras dos poblaciones parecen estar reguladas por fenómenos densodependientes.

Los estudios de (PECHMANN *et al.* 1991) y (SEMLITSCH *et al.* 1996) representan probablemente el proyecto más ambicioso, realizado hasta la fecha, en cuanto a duración y esfuerzo en recopilar datos cuantitativos sobre la demografía de una comunidad de anfibios. Datos absolutos del número de hembras reproductoras y metamórficos que nacían cada año de 13 especies, se midieron durante un periodo de 16 años. Las conclusiones más importantes fueron, en primer lugar, que el número de reproductores oscilaba incluso en varios órdenes de magnitud. En segundo lugar, el número de reproductores dependía de modo inercial de los reclutamientos de metamórficos que, a su vez, mostraron una dinámica episódica sólo produciéndose reclutamientos en una pequeña fracción de años. Estos eventos de reclutamiento estaban claramente condicionados por la duración de la charca. Por último, cuatro de las especies mostraron una tendencia a la disminución mientras que otra aumentó; el resto de las especies mostraron estabilidad.

Un estudio demográfico del tritón pirenaico (*Euproctus asper*) realizado durante dos décadas (1982-2002) en la comarca de la Cerdanya en los Pirineos de Cataluña, demuestra la existencia de enormes variaciones poblacionales, con disminuciones drásticas, atribuibles a eventos puntuales de lluvias torrenciales que provocan una importante mortandad en los tritones. Tras estos periodos, la población muestra un proceso de recuperación progresiva hasta alcanzar unos valores semejantes a los ocurridos antes de la perturbación (G. LLORENTE y A. MONTORI, comunicación personal).

Los estudios anteriores se centraron en anuros y urodelos que se reproducen en charcas tempo-

rales y siguen el ciclo vital estándar de los anfibios con fase larvaria acuática y juvenil-adulta terrestre. Este modo de reproducción que es, por otra parte, el predominante en latitudes templadas, está, como hemos comentado más arriba, probablemente condicionado por las contingencias del medio acuático que regula las poblaciones adultas, vía variaciones en la magnitud de reclutamientos. Existen, no obstante, muchas especies de anfibios, especialmente en ambientes tropicales, que no presentan este ciclo. En los anfibios concurren una enorme variedad de modos de reproducción, que probablemente sólo tengan un parangón en los peces teleosteos (ZUG *et al.*, 2001). En esencia, estos modos de reproducción implican una independencia del medio acuático, evitándoles la importante impredecibilidad del mismo. Lamentablemente, no existen, hasta la fecha, series temporales suficientemente largas de ninguna especie que muestre estos modos reproductivos en ambientes tropicales, pero sí contamos con series demográficas de algunas salamandras pletodóntidas de Norteamérica que reducen, incluso completamente, la fase larvaria acuática. Series temporales de estas salamandras han sido estudiadas por N. Hairston y sus estudiantes durante 23 años (1972-1993) y seguidas por R. Haven Wiley (1989- presente). Este seguimiento demostró que estas salamandras presentan una demografía aparentemente más estable que otras especies que ocupan ambientes temporales, no apreciándose la existencia de declives en ninguna de ellas (HAIRSTON y HAVEN WILEY, 1993; HAIRSTON, 1996; HAVEN WILEY y HAIRSTON, 2002).

Resumiendo, estos estudios y otros (SHOOP, 1974; GILL, 1978; SMITH, 1983; TEJEDO y REQUES, 1994) muestran que las poblaciones de anfibios, especialmente aquellas que se reproducen en ambientes temporales, presentan, en general, fluctuaciones de magnitud sustancial junto a una producción errática de juveniles como consecuencia de frecuentes eventos de mortandad larvaria. Es por ello que en cualquier programa de seguimiento a largo plazo, hemos de pensar no en una escala de años sino de generaciones, con periodos incluso de más de 10 años, y, por tanto, los estudios demográficos que nos pueden conferir información sobre posibles declives deben de prolongarse hasta que la mayoría de los individuos vivos al comienzo del estudio hayan muerto (HAIRSTON, 1996). Todas estas limitaciones condicionan poder definir la tendencia demográfica en poblaciones puntuales, cuanto más, intentar cualquier generalización acerca de un eventual declive global.

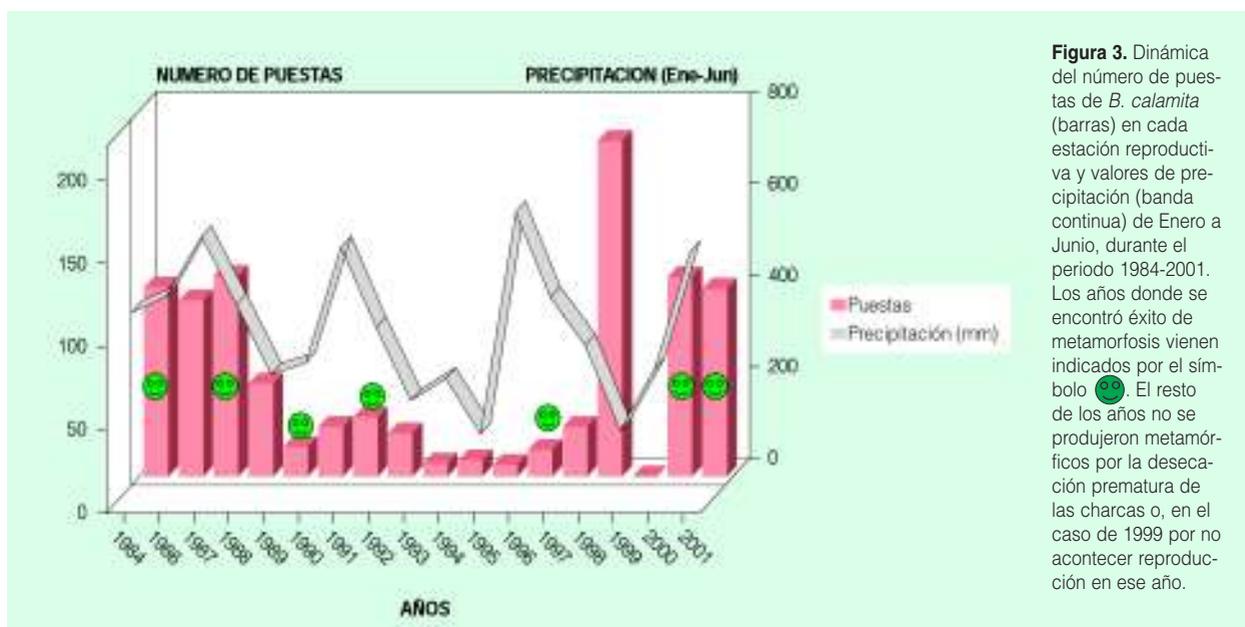
Figura 1. Macho de sapo corredor, *Bufo calamita* de la población de la Toba (Córdoba)
© Ricardo Reques



Figura 2. Una imagen del área de reproducción de la Toba donde hemos seguido una población reproductiva de *Bufo calamita* desde 1984 hasta 2001. Se pueden observar algunos de los charcos temporales usados por ésta y otras especies de anfibios de la comunidad. © Ricardo Reques

V. ANÁLISIS DE LA VARIABILIDAD DEMOGRÁFICA CON UN EJEMPLO: LA DINÁMICA DE UNA POBLACIÓN DE *BUFO CALAMITA*.

Desde 1984 hasta la actualidad hemos venido estudiando (junto al Dr. Ricardo Reques) la dinámica reproductiva de una población de sapo corredor, *Bufo calamita*, (Figura 1), situada en el sur de España, a unos 20 km de la ciudad de Córdoba, la población de la Toba. La zona de estudio está constituida por una serie de charcos de características temporales (Figura 2), hábitat idóneo para esta especie (SINSCH, 1998) y que es ocupada por otras cuatro especies de anfibios (ver TEJEDO 1992, para un mayor detalle del área de estudio). En total abarcamos un periodo de 18 años (1984-2001), de los cuáles disponíamos de información en 16 de ellos. En el año 1999 no se reprodujeron, debido a ser un año especialmente seco, mientras que en otro, 1985, no se pudieron realizar los censos. Durante todo el periodo de estudio, las actividades económicas desarrolladas en el entorno próximo, principalmente ganaderas



y cinegéticas, no parecen haber afectado singularmente los hábitats tanto acuáticos como terrestres, con lo cual, pensamos que la dinámica reproductiva y demográfica de esta población de *B. calamita* y, del resto de especies de la comunidad de anfibios, no ha estado condicionada por la actividad antrópica. Cada año estimábamos el número de hembras reproductivas, mediante censos de parejas en amplexus en conteos nocturnos o, más frecuentemente, mediante conteos diurnos del número de puestas depositadas en las charcas. Las puestas, en la mayoría de los casos, podían distinguirse de manera individual, siendo, asimismo, identificadas con una estaca de madera que impedía confundirlas con eventuales puestas futuras. Los censos se realizaron a lo largo de todo el periodo reproductivo. La reproducción de *B. calamita* en esta área geográfica, se prolonga desde principios de Enero hasta mediados de Abril, en picos de reproducción discretos desencadenados por lluvias. Algunos años la reproducción puede prolongarse hasta mediados de Junio (REQUES y TEJEDO, 1995). Estos censos proporcionan una estima fidedigna del número de hembras ya que éstas sólo se reproducen una vez al año (TEJEDO, 1992). No obstante, los censos de puestas proporcionan una infraestima del número total de hembras de la población porque no todas se reproducen anualmente (HALLIDAY y TEJEDO, 1995). Cada año seguíamos tanto el desarrollo larvario como la dinámica de desecación de las charcas constatando la existencia o no de éxito de metamorfosis. Esta variable se definió de manera cualitativa, asignando éxito, cuando encontrábamos

metamórficos, o considerando no éxito, cuando las charcas se secaban completamente antes de que las larvas hubiesen culminado su desarrollo larvario, muriendo todas ellas de modo catastrófico. Los valores de precipitación correspondieron a los registros de una estación meteorológica situada a unos nueve km de distancia (5442-E, INM).

Variación anual en la población reproductora.

Los resultados muestran una enorme variabilidad en el número de puestas (Figura 3). Durante los primeros años, el número de puestas censadas osciló entre 100-120. Es a partir de 1989 cuando su número comenzó a decrecer, hasta alcanzar a mediados de los 90 valores que rondaban escasamente una décima parte del número de puestas que se censaron originalmente. Esta disminución parece coincidir con la fuerte sequía que se sufrió en el primer lustro de esta década con valores medios de precipitación (Enero- Junio) muy bajos: 1989-1995, ($\bar{x} \pm 1$ DT: 314.1 ± 131.3 mm), comparados con la media de los demás años de estudio, (447.3 ± 140.6 mm). A partir de 1996 la sequía termina y se suceden años lluviosos. Sin embargo, el número de puestas se mantuvo muy bajo, 16 puestas en 1996 y 30 en 1997. Esta situación cambió radicalmente en 1998 donde se observó un enorme incremento en el número de puestas llegando a superarse la cifra de 200 puestas, valor unas 10 veces superior al encontrado en los años precedentes. En los últimos dos años 2000-2001, parece cerrarse un ciclo, observándose un número de puestas bastante similar al que teníamos al comienzo del seguimiento.

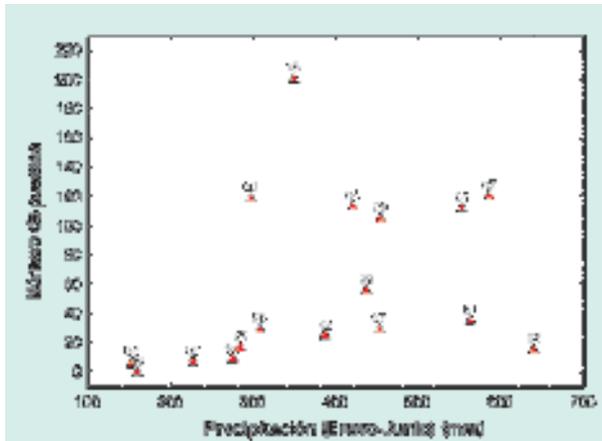


Figura 4. Covariación entre la precipitación (Enero-Junio) y el número de puestas censadas cada año.

El número de puestas censadas por año covariaba positivamente con la precipitación recogida durante los meses de reproducción (Enero-Junio, mediana 387.2 mm). Existe una cierta tendencia positiva (correlación de Spearman, $r_s = 0.55$, $p=0.02$, $N=17$, Figura 4) pero dos años, 1996 y 1998, parecen desviarse claramente de esta tendencia. La razón puede estribar en el estado demográfico de la población de la Toba. En 1996, la población estaba posiblemente depauperada y, aunque fue el año de mayor precipitación de todo el periodo (639.7 mm), sólo se contabilizaron 16 puestas. En 1998, la situación era inversa. La población estaba probablemente en su máximo pico demográfico y, aunque no llovió excesivamente (349 mm), se registró el mayor número de puestas (202). Si estos dos años son excluidos del análisis la correlación se incrementa notablemente ($r_s=0.77$, $P=0.0007$, $N=15$). Por tanto, el nivel de predicción que tiene la lluvia sobre la variación en el número de hembras que se reproducen cada año parece que, en cierto grado, es dependiente de la inercia demográfica.

Predictores del éxito de metamorfosis.

Examinando el éxito de metamorfosis (Figura 3) vemos que éste es bajo, sólo en siete de los 16 años que hubo reproducción se produjeron juveniles. Los años de sequía fueron poco proclives a generar metamórficos e incluso hubo lapsos de cuatro años seguidos (1992-1995) sin ningún reclutamiento.

Los años sin éxito fueron años en los que las charcas se secaron prematuramente antes de que las larvas pudiesen alcanzar la metamorfosis (Figura 5). Por tanto, la duración o hidroperiodo de la char-

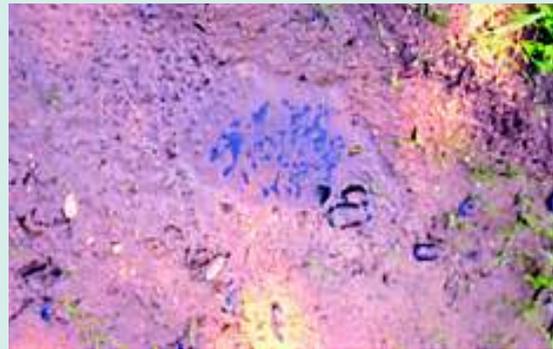


Figura 5. Mortandad de embriones a) y larvas b) de *B. calamita* por desecación prematura de las charcas

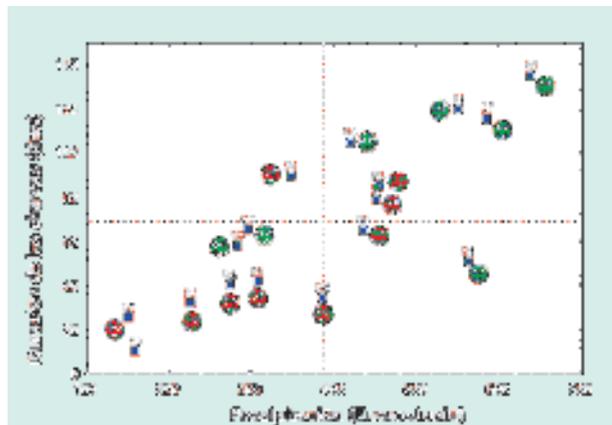


Figura 6. Relación de la precipitación y duración de las charcas. Se muestra, igualmente los años con éxito de metamorfosis (●) y los años donde no se reclutaron juveniles por desecación prematura de las charcas (●). En 1999 no hubo reproducción. Se muestran los valores de la mediana tanto para la precipitación (387.2 mm) como para la duración de la charca (65 días)

ca puede ser un factor causal predictor del éxito de metamorfosis. La duración de las charcas estaba positivamente correlacionada con la precipitación (Figura 6), ($r_s=0.789$, $P=0.0001$, $N=17$). Podemos apreciar, igualmente, que los años con éxito de metamorfosis coinciden con aquellos

hidroperiodos más largos, que a su vez son los más lluviosos. No obstante, en tres años, en los que se produjeron juveniles (1989, 1991 y 2000) la duración de las charcas fue algo inferior al valor de su mediana (65 días). Estos años se caracterizaron por una reproducción tardía durante los meses de Marzo a Abril. Dentro de un mismo año, las reproducciones tardías suelen tener un menor éxito reproductor porque la desecación de los charcos se produce de forma más rápida (TEJEDO, 1992). Sin embargo, los años en los cuáles los meses de primavera son lluviosos, puede darse un éxito de metamorfosis. Aún a pesar de que las reproducciones primaverales se enfrentan con hidroperiodos más cortos, al mismo tiempo, las temperaturas del agua son más altas, lo que permite a las larvas alcanzar la metamorfosis en menos días (TEJEDO y REQUES, 1994). En la Figura 7 aparece la distribución de frecuencias de la precipitación primaveral de años con y sin éxito de metamorfosis. Las precipitaciones de los años

con éxito fueron más cuantiosas (241.2 ± 21.5 mm) que los años sin éxito (147.4 ± 18.89 mm), $F_{1,14}=10.74$, $P=0.005$.

Otro factor determinante del éxito de metamorfosis puede ser un componente biótico como la densidad larvaria. El desarrollo de los renacuajos llega a retrasarse de manera drástica cuando existen condiciones de elevada densidad larvaria por incremento de la competencia intraespecífica (SKELLY y KIESECKER, 2001). Esta reducción en la tasa de desarrollo puede condicionar la producción de metamórficos al no poder las larvas alcanzar la metamorfosis y pasar a tierra antes de producirse la desecación de las charcas (TEJEDO y REQUES, 1994). La influencia de este factor de densidad larvaria pudo ser responsable del éxito de metamorfosis que se observó el año 1989, que fue bastante seco en primavera (Figura 7), pero que presentó un número de puestas muy reducido (18 puestas) que haría que las condiciones de competencia intraespecífica fueran muy bajas.

Debido a que los factores analizados como potenciales predictores del éxito de metamorfosis covarían entre ellos, necesitamos poder definir qué factores son agentes causales del éxito de metamorfosis. Para ello realizamos un análisis previo (MANOVA) que nos permitió contrastar las diferentes respuestas de la precipitación, duración de la charca, y una estima posible de la densidad larvaria, valorada como número de puestas, en función del éxito de metamorfosis entre los años con y sin éxito. Los resultados, Tabla 1, muestran que los años con y sin éxito de metamorfosis difieren para el conjunto de variables ambientales y bióticas analizadas. El subsiguiente análisis univariante indica que la precipitación, especialmente la precipitación primaveral, y la duración de la charca, son las variables que discriminan mejor entre los años con y sin éxito de metamorfosis.

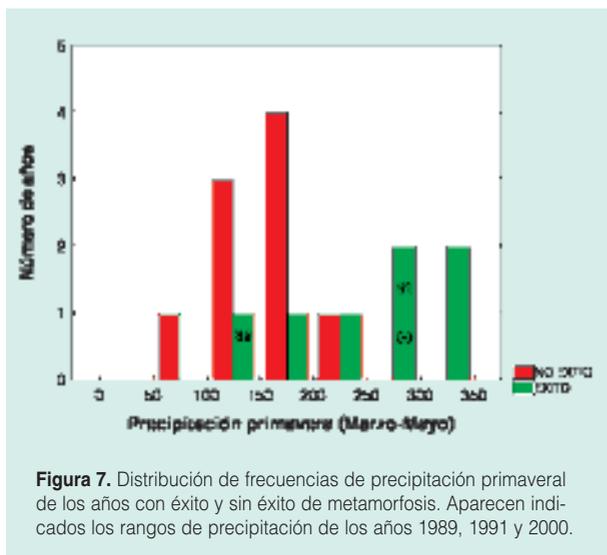


Figura 7. Distribución de frecuencias de precipitación primaveral de los años con éxito y sin éxito de metamorfosis. Aparecen indicados los rangos de precipitación de los años 1989, 1991 y 2000.

λ de Wilks'	$F_{4,11}$	P
0.431	3.629	0.041

	CM Efecto	CM Error	$F_{1,14}$	P
Precipitación (Ene-Jun)	76823.6	15329.6	5.011	0.042
Precipitación (Mar-May)	34646.2	3225.4	10.742	0.005
Duración	85822.02	5709.52	6.682	0.022
Puestas	2283.02	3437.74	0.664	0.429

Tabla 1. Resumen de los análisis de varianza uni y multivariantes para examinar la diferencias en la respuesta de precipitación, duración de las charcas y número de puestas entre años con y sin éxito de metamorfosis.

Un análisis posterior de regresión logística, con ajustes binomiales y una función de enlace logit, dio como significativo sólo a la precipitación primaveral ($\chi^2= 7.244$, $P=0.007$), mientras que la duración de las charcas presentó un valor próximo a la significación ($\chi^2=3.528$, $P=0.060$).

Factores próximos desencadenantes de la recuperación poblacional.

La tendencia en la dinámica de la población de la Toba entre los años 1984 y 1997 era la de un descenso paulatino ($r_s = -0.762$, $P=0.002$, $N=13$) que podíamos atribuir a un declive cierto, ya que teníamos hasta 1997 una serie temporal larga de 14 años, por tanto, de una amplitud superior al tiempo de generación de nuestra especie que presenta una longevidad máxima de 10 años (TEJEDO, 1989) y con un poder estadístico suficiente (HAYES y STEIDL, 1997). Sin embargo, esta tendencia al declive se vio, afortunadamente, truncada en 1998 cuando se reprodujeron más de 200 hembras, valor demográfico máximo en toda la

9). No se encontraron individuos con un número de líneas intermedio (Figura 9). Las líneas de crecimiento óseo en esta población son depositadas anualmente y, por tanto, son indicadores cronológicos fiables que puede servirnos para las estimas de edad (TEJEDO *et al.*, 1997).

La mayoría de las hembras (68.2 %) presentaban dos líneas y, por tanto, serían claramente hembras de dos años nacidas en 1996. Pensamos que los individuos con una sola línea podrían haber sufrido una posible reabsorción ósea, ya que, por una parte, el año anterior, 1997, fue un año seco sin éxito y, además, la madurez sexual, como se ha comentado anteriormente, se alcanza en esta población con un mínimo de dos años (TEJEDO *et al.*, 1997). Por otro lado, los individuos con tres líneas corresponderían a hembras de dos años que habrían depositado más de una línea por año, como se ha demostrado en otras ocasiones (TEJEDO *et al.*, 1997). Las dos hembras con 6 y 7 líneas podrían corresponder a individuos nacidos en el penúltimo período con éxito ocurrido en 1991 (Figura 9).

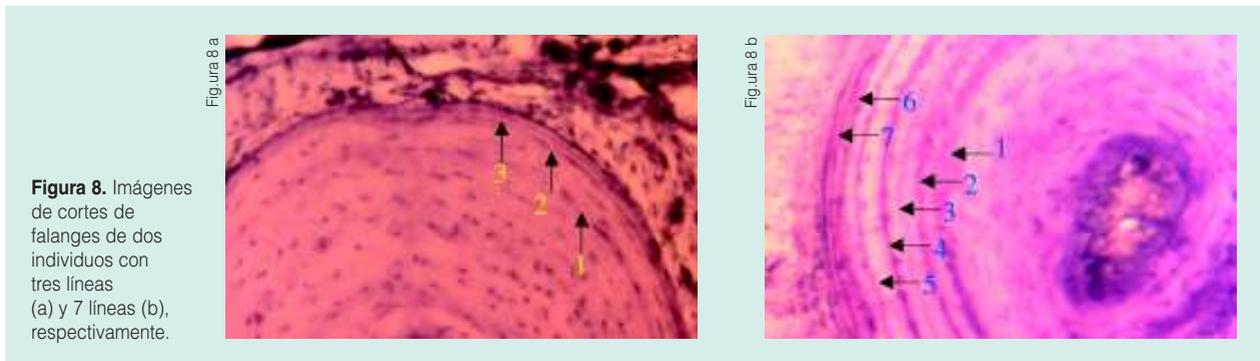


Figura 8. Imágenes de cortes de falanges de dos individuos con tres líneas (a) y 7 líneas (b), respectivamente.

serie. Una posibilidad para explicar este drástico aumento en la población reproductora, podía ser el eventual reclutamiento de los metamórficos nacidos en 1996, último año con éxito. Estos metamórficos de 1996 podrían haberse incorporado a la población reproductora en 1998 con dos años, edad mínima en que *B. calamita* alcanza la madurez sexual (TEJEDO *et al.*, 1997). Para comprobar esta hipótesis realizamos un estudio esqueletocronológico junto a Dr. Marina Alcobendas (Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC), donde analizamos el patrón de líneas de crecimiento de 44 hembras que acudieron a reproducirse las noches del 4 y 5 de Enero de 1998. El análisis óseo mostró una distribución de líneas muy sesgada hacia las 1-3 líneas (Figura 8a y 9) y un número muy escaso de individuos (<5 %) con un número de líneas superior, entre 6 y 7 (Figura 8b y

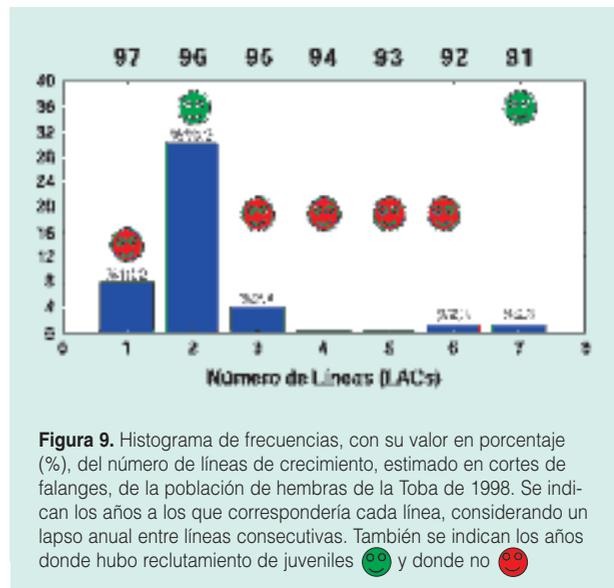
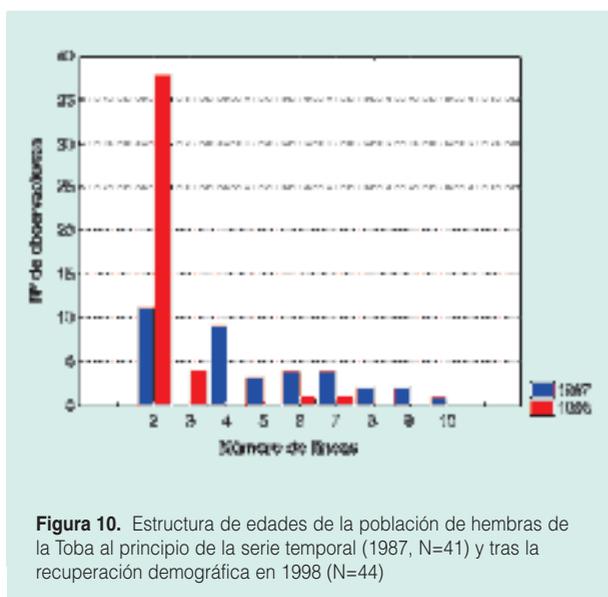


Figura 9. Histograma de frecuencias, con su valor en porcentaje (%), del número de líneas de crecimiento, estimado en cortes de falanges, de la población de hembras de la Toba de 1998. Se indican los años a los que correspondería cada línea, considerando un lapso anual entre líneas consecutivas. También se indican los años donde hubo reclutamiento de juveniles (●) y donde no (●).

Podemos, por tanto, afirmar que la mayoría de las hembras que se reprodujeron en 1998 nacieron en 1996, y sólo una fracción mínima de la población correspondería a hembras muy longevas. Si comparamos esta estructura de edad de las hembras de 1998 con la estructura de edad que tenían las hembras al principio de la serie temporal, en 1987 (TEJEDO, 1989, 1992), comprobamos que ambas estructuras de edades difieren significativamente (test de Kolmogorov-Smirnov, $D_{max} = 0.595$, $P < 0.001$). La clase de edad 2 en 1998 está representada de manera claramente desproporcionada con respecto a esta misma clase de edad en 1987. Podemos observar, igual-



mente, que las clases de edad en 1987 están más equilibradas y no existen fuertes discontinuidades (Figura 10). Esto probablemente refleje la existencia de episodios de reclutamiento más frecuentes durante los primeros años de la década de los 80 que los ocurridos en la década siguiente.

¿Qué pasó con el resto de la comunidad de anfibios?

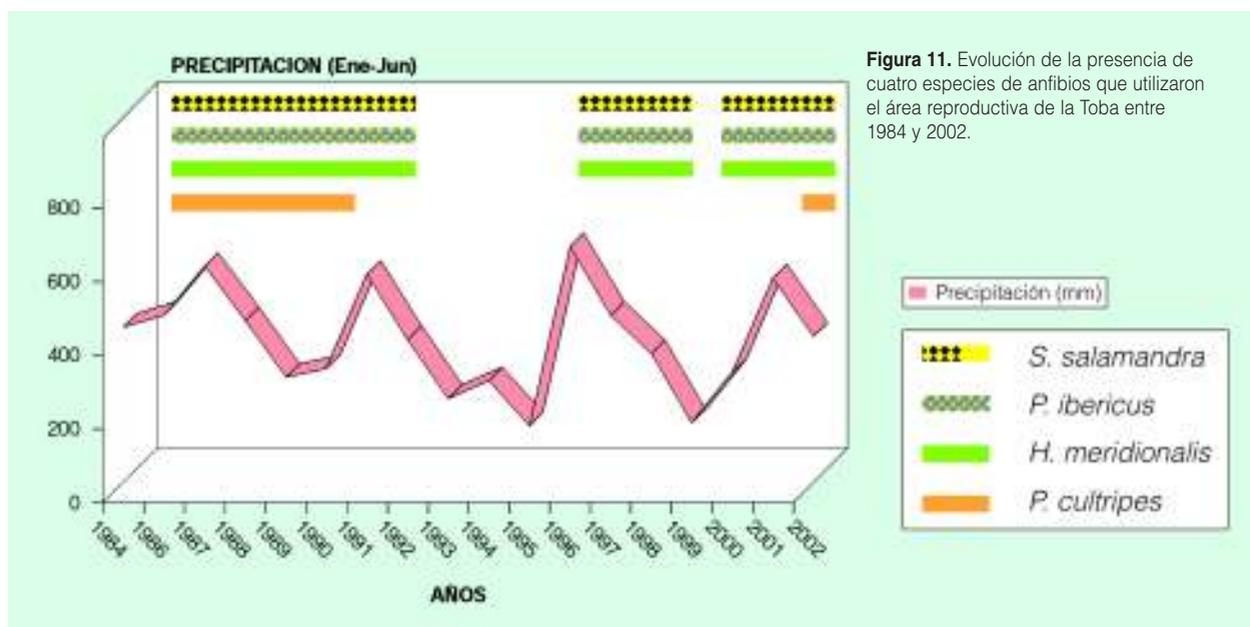
No tenemos datos cuantitativos de abundancia para las otras cuatro especies de anfibios que se reproducen en el área de reproducción de la Toba. No obstante, tenemos datos cualitativos en cuanto a si hubo o no de cada una de ellas. *Salamandra salamandra*, se reprodujo en los años iniciales, no haciéndolo durante el periodo de sequía de los primeros años de la década de los 90 en los cuáles no se encontraron ni adultos, ni larvas. A partir de 1996, volvió a reproducirse.

Igual patrón se observó en *Hyla meridionalis* y *Pelodytes ibericus*. Por último, *Pelobates cultripipes* no se reprodujo desde los primeros años 90 pero, a diferencia de las especies anteriores, no se encontraron larvas tras finalizar el periodo de sequía en 1996. Esto nos hizo sospechar su posible extinción. Su largo periodo de desarrollo larvario determinó una ausencia de reclutamiento, que nunca fue registrado, ni siquiera en los años donde el resto de las especies tuvieron éxito. Sin embargo, afortunadamente durante la primavera de 2002, se encontraron larvas de *P. cultripipes* y algunas lograron metamorfosear con éxito. El hecho que durante 10 años no encontrásemos ningún adulto ni larva de esta especie nos hace suponer que, o bien, esta reproducción de 2002 correspondiera a los últimos efectivos, muy viejos, de esta población, (*P. cultripipes* puede llegar a vivir 10 años de vida en campo, TALAVERA, 1990) o, en cambio, que alguna pareja reproductora alcanzase el área de la Toba procedente de alguna población próxima.

En resumen, la dinámica de reproducción de *B. calamita* sigue unos ciclos naturales condicionados por la precipitación. Estos ciclos pueden tener una duración, como ha sido nuestro caso, de unos 10 años, lo cual hace pensar en la necesidad de establecer unas series temporales muy amplias para poder constatar con cierto grado de certeza la existencia de declives demográficos. La población de la Toba se encuentra demográficamente en equilibrio dinámico presentando ahora los mismos efectivos que hace 15 años.

Este patrón cíclico descrito para *B. calamita* puede ser el patrón general que muestran las poblaciones de anfibios con pronunciados ascensos demográficos mediados por reclutamientos de naturaleza discontinua o episódica al que le siguen declives temporales a una tasa lenta por la relativamente larga longevidad de estos vertebrados.

Todos estos resultados parecen abrigar cierta esperanza, por dos razones importantes. En primer lugar, todas las series analizadas, incluyendo la nuestra, revelan que no podemos afirmar que las poblaciones presenten una tendencia uniforme a la disminución demográfica y que su variabilidad refleja más bien las oscilaciones naturales mediadas probablemente por vaivenes importantes en las tasas de reclutamiento de metamórficos. En segundo lugar, todas son series de más de 15 años y, por tanto, con un poder estadístico alto. Hemos de tener presente que la comprobación fiable del declive de cualquier población requiere



demostrar fehacientemente esta tendencia. Ya no es una cuestión de potenciar el poder estadístico que nos permita disminuir el error Tipo II, es decir, hacer que disminuya el falso negativo, sino que, una serie temporal corta puede del mismo modo provocar que incurramos en el error Tipo I, o, lo que es lo mismo, rechazar la hipótesis nula de que no hay declive, cuando realmente es cierto que no lo hay. Este segundo error no es tan grave en términos de conservación pero puede promover la adopción de medidas de protección innecesarias. Un ejemplo lo tenemos en nuestra serie temporal de *B. calamita*, donde hasta 1997, tras 13 años de seguimiento, la tendencia era inexorablemente hacia el declive. Sin embargo, sólo un año después la población se había recuperado completamente y alcanzado su máximo demográfico. La ciencia siempre navega entre la Escala de no poder detectar patrones reales (falsos negativos, error Tipo II) y la Caribdis de detectar patrones aparentes pero inexistentes (falsos positivos, error Tipo I) (DAWKINS, 1998). En conclusión, si no disponemos de series temporales demográficas lo suficientemente largas estaremos ante la posibilidad de aceptar declives inexistentes o, peor aún, de rechazar disminuciones que dramáticamente son ciertas.

VI. ¿SON LOS ANFIBIOS MÁS SENSIBLES A LOS CAMBIOS AMBIENTALES?

Los anfibios modernos no son, como se considera por el público en muchas ocasiones (incluyendo profesionales), un grupo residual de los ori-

ginarios tetrápodos que alcanzaron el medio terrestre y que están evolutivamente limitados por un ciclo de vida complejo. No es esta, ni mucho menos, la realidad. Su éxito en biodiversidad así lo demuestra (GLAW y KÖHLER, 1998). El medio acuático donde transcurre la etapa larvaria es un ambiente generalmente temporal y, por tanto, muy impredecible, lo que determina muy probablemente las colosales variaciones demográficas que experimentan las poblaciones de anfibios. Sin embargo, indirectamente, el desarrollo larvario en el medio acuático faculta a los anfibios poseer fecundidades altas, (si lo comparamos p.ej. con los otros vertebrados terrestres poiquilothermos como son los reptiles), al no tener que invertir grandes cantidades de vitelo por huevo para poder asegurar su desarrollo. Esta alta fecundidad permite a las poblaciones recuperar de un golpe los efectivos demográficos perdidos. Si a esto sumamos una relativamente larga longevidad que amortigua los escasos reclutamientos, tenemos que el pretendido lastre evolutivo que representaría el ciclo de vida complejo pueda realmente representar una oportunidad exclusiva para establecerse en ambientes acuáticos temporales, que ningún otro vertebrado es capaz de ocupar.

Por otra parte, se ha sugerido que los anfibios presentan una fisiología que les limita enormemente y les hace ser muy susceptibles ante alteraciones ambientales. Esto parece ser una realidad constatada experimentalmente (ver Introducción). No obstante, hay que decir igualmente, que el potencial de adaptación a medios estresantes es absolutamente formidable en este

Gradientes de temperatura (altitud y latitud)

Rana clamitans, *R. sylvatica*, *R. temporaria*, *Desmognathus ochrophaeus*: Berven 1982a, b; Berven y Gill 1983; Bernardo 1994; Laugen *et al.* 2002, 2003; Nieceza *et al.*, datos no publicados

Gradientes de duración del medio acuático

Ambystoma maculatum: Semlitsch *et al.* 1990

Gradientes en el riesgo de depredación

Ambystoma barbouri: Storfer y Sih 1998, Storfer *et al.* 1999
Rana aurora: Kiesecker y Blaustein 1997

Gradientes en los niveles de competencia intraespecífica

Rana temporaria: Loman 2003

Gradientes en los niveles de competencia interespecífica

Bufo calamita: Gómez-Mestre y Tejedo 2002

Cambios en la turbidez del agua

Rana sylvatica: Skelly *et al.* 2000

Variaciones geográficas en la tolerancia a pH ácidos y pesticidas

Rana arvalis: Räsänen *et al.* 2003 a, b
Rana sylvatica: Pierce y Sikand 1985
Rana sphenoccephala, *Hyla versicolor*: Semlitsch *et al.* 2000
Rana temporaria: Glos *et al.* 2003

Variaciones geográficas en la sensibilidad a la radiación UV-B

Ambystoma macrodactylum: Belden y Blaustein 2002

Variación geográfica a la tolerancia a los medios hiperosmóticos

Bufo calamita: Gómez-Mestre y Tejedo 2002, 2003, datos no publicados

Tabla 2.
Potencial evolutivo, variación geográfica y adaptaciones locales de los anfibios a gradientes ambientales y estresantes bióticos y abióticos.

grupo de vertebrados. En la Tabla 2, se muestra la diversidad de adaptaciones a distintos gradientes ambientales y a factores de estrés, tanto abióticos como bióticos. Estas evidencias denotan un enorme potencial a escala microevolutiva que, por extensión en el tiempo, ha podido propiciar las numerosas novedades macroevolutivas asociadas a la gran diversidad de modos reproductivos y fisiológicos que muestra el grupo.

Terminaré este apartado, mostrando con un ejemplo cómo el proceso de la metamorfosis en anfibios no representa un lastre, sino que puede, indirectamente, acarrearles ventajas relativas a la

hora de ocupar ambientes hostiles. Durante los últimos tres años hemos estudiado (junto al Dr. R. Reques) los niveles de contaminación por metales pesados en renacuajos de *Rana perezi*, en zonas intensamente afectadas del río Guadiamar (provincia de Sevilla) por el vertido de más de 6 millones de m³ de lodos tóxicos y aguas hiperácidas tras el desastre de la mina de Aznalcóllar, en Abril de 1998. Observamos que las concentraciones de arsénico oscilan poco durante la fase larvaria pero al llegar a la metamorfosis se produce una disminución abrupta (Figura 12 B). Vemos, igualmente, que la metamorfosis supone una importante transforma-

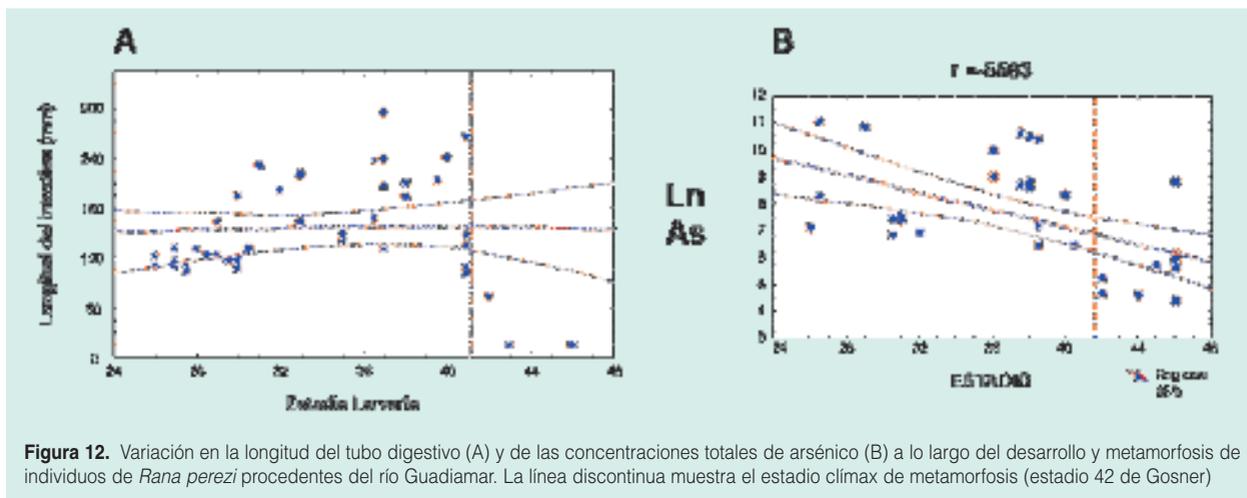


Figura 12. Variación en la longitud del tubo digestivo (A) y de las concentraciones totales de arsénico (B) a lo largo del desarrollo y metamorfosis de individuos de *Rana perezi* procedentes del río Guadiamar. La línea discontinua muestra el estadio climax de metamorfosis (estadio 42 de Gosner)

ción de la longitud del tubo digestivo, que se acorta drásticamente, a la hora del paso de una dieta herbívora-detritívora, durante la etapa larvaria acuática, a una dieta carnívora, una vez alcanzado el medio terrestre.

Por tanto, este proceso de desarrollo, absolutamente único dentro de los vertebrados, les supone a los anfibios una especie de "limpieza fisiológica" de aquellos contaminantes a los que estén expuestos durante la fase larvaria acuática.

VII. RETOS Y ALTERNATIVAS EN LAS ESTIMAS DEL DECLIVE DE LAS POBLACIONES DE ANFIBIOS

La aparente falta de resolución ante la principal cuestión que hemos tratado en este trabajo, si tenemos suficiente poder estadístico para demostrar fehacientemente la existencia de declives a escala poblacional, nos hace cuestionarnos seriamente poder establecer una extrapolación acerca de la existencia eventual de un declive a escala global. Quizás la manera de abordar el problema del declive hasta la fecha: el inventario de especies, el seguimiento demográfico y el análisis experimental, no hayan podido aportarnos unas bases claras para poder simplemente definir la existencia del patrón global del declive y mucho menos conferir causalidad a los propuestos agentes promotores del mismo. Este punto no es ciertamente baladí, y puede ser conveniente recordar el argumento de Lev Tolstoy concerniente a cómo el estudio de la ciencia por la misma ciencia es un absurdo y más que un absurdo una imposibilidad. Considerando los enormes esfuerzos que se requieren y el escaso presupuesto que se dedica aún a las cuestiones de conservación de la naturaleza, sería muy oportuno saber qué hacer, hacia dónde dirigir las energías de investigadores, ecólogos y gestores del medio ambiente, para conseguir un poder estadístico firme en la determinación de declives demográficos. El seguimiento demográfico de series temporales largas, que reflejen como mínimo un ciclo completo de renovación generacional, implica un periodo de censos de entre 6-15 años, dependiendo de la longevidad de cada especie. Difícilmente ningún proyecto puede aspirar a mantener esta dedicación en tiempo. Sólo sería razonable si estos censos fueran organizados por agencias de medio ambiente o voluntarios adiestrados a reconocer adultos y puestas. Si consideramos, además, que la mayor biodiversidad de anfibios se localiza en zonas de países tropicales, con menos recursos económicos para financiar estos seguimientos a largo plazo, se hace indispensable buscar alter-

nativas más pragmáticas, en tiempo y en recursos, a la recopilación de información demográfica durante periodos tan largos.

Por otro lado, las aproximaciones experimentales han demostrado que numerosos agentes estresantes, cuyos niveles se han incrementado en las últimas décadas por la actividad del hombre, afectan de modo adverso el crecimiento, la supervivencia y la reproducción de los anfibios (ver Introducción). Sin embargo, en ningún caso se ha comprobado la relación directa que estos estresantes tienen sobre las dinámicas poblacionales. En las áreas geográficas donde se han producido declives importantes de poblaciones y especies de anfibios como son Centroamérica, Caribe y América del Sur, se han detectado cambios ambientales durante los pasados 20 años, a saber, incrementos significativos en los niveles de radiación UV-B (MIDDLETON *et al.*, 2001) e incremento en los niveles de contaminantes (STALLARD *et al.*, 2001). Sin embargo, como los mismos autores señalan, estas perturbaciones no son de la magnitud suficiente para poder atribuirlos como agentes causales de la génesis del declive observado. Se hace, por tanto, necesario un conocimiento de los niveles de tolerancia de comunidades de anfibios de alto riesgo, como pueden ser comunidades de alta montaña, especies endémicas con distribución reducida o en proceso de regresión, especies susceptibles a distintos agentes estresantes, incluyendo los estresantes naturales, tomados unívocamente o, mejor aún, en asociación con otros estresantes.

El análisis experimental nos puede proporcionar inferencias importantes sobre los factores responsables que afectan de manera causal a la supervivencia y otros caracteres de la historia de vida. Sin embargo, las aproximaciones son claramente mejorables en dos aspectos importantes. En primer lugar, la experimentación se ha centrado mayoritariamente en ciertas etapas vitales, embrionaria y larvaria, por razones logísticas pero también por ser consideradas como reguladoras de la población (WILBUR, 1980). Por contra, otras etapas vitales han sido escasamente consideradas de modo experimental, como es el periodo juvenil no reproductivo que puede jugar también un papel regulador importante, por sí mismo, o como consecuencia de los efectos arrastrados desde la etapa larvaria. En segundo lugar, la mayor parte de la experimentación se ha venido desarrollando en condiciones muy controladas de laboratorio, especialmente los análisis de efectos sinérgicos entre varios factores estresantes, como la acción combinada de radiación UV/B y pH.

Estos experimentos de laboratorio probablemente no reflejen un patrón realista y generalizable mientras no se aborden en un programa experimental más ambicioso donde se incluyan tantos experimentos de campo, con un menor nivel de control y más realismo, junto a experimentos naturales. Estos últimos representan un nulo control experimental pero, por contra, máximo realismo y, en consecuencia, máximo poder de generalización e inferencia de los resultados. Por otro lado, en el análisis de las perturbaciones sobre la demografía de anfibios resultan cruciales abordar experimentos que analicen la tendencia en el tiempo, conocidos como experimentos naturales de trayectoria (DIAMOND, 1986). En conclusión, un análisis combinado, aplicando distintas metodologías para abordar de un modo integrado el mismo problema, tiene la enorme ventaja de que sus conclusiones son más robustas y proporcionan una mejor comprensión del sistema pudiendo facilitar inferencias sobre la dinámica futura de estas poblaciones.

Alternativas factibles a los censos demográficos a lo largo de periodos tan dilatados en el tiempo son claramente necesarios para poder confirmar la existencia de declives que hagan operativas acciones de protección. Dos posibilidades pueden sugerirse. La primera de ellas sería la aplicación de modelos cuantitativos poblacionales de análisis de elasticidad que permiten hacer predicciones cuantitativas sobre la evolución demográfica de una población (HEPPELL *et al.*, 2000a) y, como segunda posibilidad, el análisis molecular de cuellos de botella poblacionales (CORNUET y LUIKART, 1996).

Los análisis de elasticidad, derivados de modelos de proyección matricial, estiman los efectos de cambios proporcionales en las tasas vitales (p.ej. supervivencia larvaria o juvenil, edad de madurez sexual) sobre la tasa de crecimiento poblacional (DE KROON *et al.*, 1986; BENTON y GRANT, 1999; CASWELL, 2000). Estos modelos pueden ser muy útiles como una primera aproximación predictiva al problema del declive de las poblaciones de anfibios, al presentar dos ventajas inestimables. En primer lugar, permiten establecer con precisión qué episodios del ciclo de vida resultan cruciales para la supervivencia de poblaciones particulares y así poder decidir dónde concentrar los esfuerzos de manejo de las mismas. Se puede inferir de estos modelos que dichos esfuerzos deben centrarse en aquellos parámetros demográficos que tengan las elasticidades máximas (CROUSE *et al.*, 1987; DE KROON *et al.*, 2000). En segundo lugar, los análisis de elasticidad permiten vincular la

información experimental, proveniente de las estimas de riesgo, que proporcionan tasas de mortalidad específicas de cada estadio vital, con los fenómenos demográficos a escala de población. El establecimiento de esta conexión cuantitativa permite identificar y, por tanto, proporcionar causalidad a los mecanismos propuestos como motores del declive y también, en términos prácticos, asegurar que los esfuerzos de conservación y manejo se concentren en las causas más probables del declive (BIEK *et al.*, 2002). A pesar de la relevancia del problema del declive de anfibios, sólo se cuenta con información demográfica detallada de un puñado escaso de especies.

Pese a esta carencia informativa básica, dos estudios recientes (BIEK *et al.*, 2002; VONESH y DE LA CRUZ, 2002) coinciden en señalar que las elasticidades parecen ser máximas para la supervivencia de juveniles y de adultos, y en menor cuantía para la supervivencia de embriones y larvas. Este hecho es muy interesante ya que, por una parte, revela que existen variaciones en las elasticidades y que, por otra, la etapa post metamórfica es fundamental para la estabilidad demográfica y cualquier perturbación en esta etapa tendrá un efecto más acentuado sobre la dinámica poblacional. Estos resultados, por contra, son claramente contradictorios con las observaciones de las dinámicas a largo plazo, que hemos descrito con anterioridad, y que muestran que son los eventos puntuales de metamorfosis y, por tanto, la supervivencia larvaria hasta la metamorfosis, la que determina cambios drásticos en la demografía de adultos (BERVEN, 1990, 1995; SEMLITSCH *et al.*, 1996; este estudio con *Bufo calamita*). Se hace necesario, por tanto, poner un mayor énfasis para poder precisar, por una parte, la utilidad real de los análisis de elasticidad y, por otro lado, valorar la versatilidad y generalización de estos análisis entre especies, factor decisivo para poder decidir con criterio qué mecanismos potenciales pueden promover el declive en otras poblaciones o especies de las que se disponga de poca información (HEPPELL *et al.*, 2000b).

La segunda posibilidad que quiero comentar, como alternativa al seguimiento a largo plazo, es el análisis molecular de cuellos de botella poblacionales. Estos cuellos de botella, que se definen como una disminución en el tamaño efectivo de la población, pueden ser evidenciados mediante la utilización de marcadores genéticos (CORNUET y LUIKART, 1996; LUIKART *et al.*, 1998). Un cuello de botella produce la pérdida de alelos raros a una tasa mayor que una pérdida en heterocigosidad y,

como consecuencia, se produce un exceso de heterocigotos. Este exceso de heterocigotos no se produciría por cambios en la dinámica natural, contingencia ante la cuál la estructura genética de la población se mantendría en equilibrio. Utilizando este test genético para las estimas de los cuellos de botella, (BEEBEE y ROWE 2001), analizaron ocho marcadores de microsatélites de 20 poblaciones inglesas de *Bufo calamita*. Los resultados mostraron, conforme a lo esperado, que las poblaciones grandes, con oscilaciones naturales importantes, no presentaban un aparente cuello de botella, mientras que las poblaciones pequeñas o que habían sufrido un declive considerable sí lo presentaban. Por tanto, esta prueba genética de exceso de heterocigotos puede ser una alternativa interesante para comprobar si la población, de la cual presumimos está en declive demográfico, lo está igualmente por disminución notable en su tamaño efectivo.

Dada la situación de urgencia que están sufriendo numerosas poblaciones y especies de anfibios, para algunas de ellas lamentablemente estamos presenciando su extinción en tiempo real, resulta crítico que los escasos recursos que se disponen para conservación de estos vertebrados, se empleen de la forma más eficaz posible. Pensamos que las aproximaciones cuantitativas de análisis de sensibilidad pueden ayudar a priorizar los esfuerzos de investigación y manejo, mientras que los análisis genéticos de cuello de botella, u otras alternativas, como el análisis de estructura de edades (GARDNER, 2001; este estudio), o la función que pueden desempeñar las colecciones museísticas para el análisis a escala poblacional o regional (SHAFFER *et al.*, 1998), puedan ser estrategias múltiples que nos den idea de las posibles inflexiones y decaimientos demográficos. Esto puede permitirnos actuar a tiempo de preservar la mayor parte de la biodiversidad mundial de anfibios frente a la inexorable codicia humana:

...bordeábamos tranquilas charcas cubiertas de la blanca floración de las hierbas acuáticas, y al llamar yo la atención sobre ello a mis amigos, exclamó uno de ellos. "Hasta el agua estancada cría flores!" A lo que pensé calladamente: no; sólo el agua estancada florece...

...La industria pide agua corriente, pero a la poesía le basta la que está quieta.

Miguel de Unamuno
 Recuerdo de Granja de Moreruela 1911

AGRADECIMIENTOS

Agradecer a varias personas que han colaborado en las informaciones, la mayoría de ellas aún no publicadas, que aparecen aquí recogidas. En primer lugar, agradecer a Gustavo Llorente y Albert Montori que me facilitaron la información de su estudio demográfico sobre el tritón pirenaico desarrollado durante los últimos 20 años. Agradecer muy encarecidamente a Marina Alcobendas, que realizó el estudio osteocronológico y, a Ricardo Reques artífice en gran medida de crecer, más bien envejecer conmigo, y animarme a la hora de decidir seguir realizando los censos de puestas año tras año. Igualmente agradecer la lectura del manuscrito a M. Alcobendas, I. Gómez, F. Marangoni, R. Márquez, C. Melián y R. Reques. R. Reques me facilitó igualmente, información bibliográfica. El seguimiento de la población de corredores de la Toba fue parcialmente financiado (sólo los últimos cinco años) por los proyectos PB96-0861, financiado por el Ministerio de Cultura, y Anfibios Endémicos de Andalucía, financiado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Agradecer finalmente a la familia Gutiérrez Escobar habernos permitido acceder a su propiedad para buscar sapos durante tantos años. Agradecer a Ana Lasarte por las tareas editoriales y finalmente un reconocimiento especial a Xabi Rubio principal promotor de esta publicación.

REFERENCIAS

- ALFORD, R. A., RICHARDS, S. J.
 1999 Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*30:133-165.
- BEEBEE, T. J. C., ROWE, G.
 2001 Application of genetic bottleneck testing to the investigation of amphibian declines: a case study with natterjack toads. *Conservation Biology* 15(1):266-270.
- BELDEN, L. K., BLAUSTEIN, A. R.
 2002 Exposure of red-legged frog embryos to ambient UV-B radiation in the field negatively affects larval growth and development. *Oecologia* 130:551-554.
- BENTON, T. G., GRANT, A.
 1999 Elasticity analysis as an important tool in evolutionary and population ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 14(12):467-471.

- BERGER, L., SPEARE, R., DASZAK, P., GREEN, D. E., CUNNIGHAM, A. A., GOGGIN, C. L., SLOCOMBE, R., RAGAN, M. A., HYATT, A. D., MCDONALD, K. R., HINES, H. B., LIPS, K. R., MARANTELLI, G., PARKES, H.
1998 Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 95:9031-9036.
- BERNARDO, J.
1994 Experimental analysis of allocation in two divergent, natural salamander populations. *American Naturalist* 143:14-38.
- BERVEN, K. A.
1982a The genetic basis of altitudinal variation in the wood frog *Rana sylvatica*. I. An experimental analysis of life history traits. *Evolution* 36(5):962-983.
- BERVEN, K. A.
1982b The genetic basis of altitudinal variation in the frog *Rana sylvatica* II. An experimental analysis of larval development. *Oecologia* 52:360-369.
- BERVEN, K. A.
1990 Factors affecting population fluctuations in larval and adult stages of the wood frog (*Rana sylvatica*). *Ecology* 71(4):1599-1608.
- BERVEN, K. A.
1995 Population regulation in the wood frog, *Rana sylvatica*, from three diverse geographic localities. *Australian Journal of Ecology* 20:385-392.
- BERVEN, K. A., GILL, D. E.
1983 Interpreting geographic variation in life-history traits. *Amer.Zool.* 23:85-97.
- BERVEN, K. A., GRUDZIEN, T. A.
1990 Dispersal in the wood frog (*Rana sylvatica*): implications for genetic population structure. *Evolution* 44:2047-2056.
- BIEK, R., FUNK, W. C., MAXELL, B. A., SCOTT MILLS, L.
2002 What is missing in amphibian decline research: insights from ecological sensitivity analysis. *Conservation Biology* 16(3):728-734.
- BLAUSTEIN, A. R., WAKE, D. B.
1990 Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Trends in Ecology and Evolution* 5(7):203-204.
- BOSCH, J., MARTÍNEZ-SOLANO, I., GARCÍA PARÍS, M.
2001 Evidence of 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.
- BRAGG, A. N.
1960 Population fluctuation in the amphibian fauna of Cleveland County, Oklahoma during the past twenty-five years. *Southwestern Naturalist* 5:165-169.
- CAREY, C.
2000 Infectious disease and worldwide declines of amphibian populations, with comments on emerging diseases in coral reef organisms and in humans. *Environmental Health Perspectives* 108, Suppl. 1:143-150.
- CAREY, C., HEYER, W. R., WILKINSON, J., ALFORD, R. A., ARNTZEN, J. W., HALLIDAY, T., HUNGERFORD, L., LIPS, K. R., MIDDLETON, E. M., ORCHARD, S. A., RAND, A. S.
2001 Amphibian declines and environmental change: use of remote-sensing data to identify environmental correlates. *Conservation Biology* 15(4):903-913.
- CASADO, S., MONTES C.
1995 *Guía de los Lagos y Humedales de España*. J.M. Reyero Editor. Madrid.
- CASWELL, H.
2000 *Matrix population models: construction, analysis and interpretation*, 2^a Ed. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- CHAPIN, F. S. I., ZAVALA, E. S., EVINER, V. T., NAYLOR, R. L., VITOUSEK, P. M., REYNOLDS, H. L., HOOPER, D. U., LAVOREL, S., SALA, O. E., MACK, M. C., DÍAZ, S.
2000 Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234-242.
- COLOMA, L. A.
1995 Ecuadorian frogs of the genus *Colostethus* (Anura: Dendrobatidae). University of Kansas Museum of Natural History Miscellaneous Publications 87:1-72.
- COLOMA, L. A., LÖTTTERS, S., SALAS, A. W.
2000 Taxonomy of the *Atelopus ignescens* complex (Anura: Bufonidae): designation of a neotype of *Atelopus ignescens* and recognition of *Atelopus exiguus*. *Herpetologica* 56:303-324.
- CORNUET, J.-M., LUIKART, G.
1996 Description and power analysis of two tests for detecting recent population bottlenecks from allele frequency data. *Genetics* 144:2001-2014.
- COWMAN, D. F., MAZANTI, L. E.
2000 Ecotoxicology of "new generation" pesticides to amphibians. En: Sparling, D. W., Linder, G, Bishop, C. A. (eds.), *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*, pp. 233-268. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola.

- CROUSE, D. T., CROWDER, L. B., CASWELL, H.
1987 A stage-based population model of loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* 68:1412-1423.
- CRUMP, M. L., HENSLEY, F. R., CLARK, K. L.
1992 Apparent decline of the golden toad: underground or extinct? *Copeia* 1992:413-420.
- DASZAK, P., BERGER, L., CUNNINGHAM, A. A., HYATT, A. D., GREEN, D. E., SPEARE, R.
1999 Emerging infectious diseases and amphibian population declines. *Emerging Infectious Diseases* 5:735-748.
- DAWKINS, R.
1998 *Unweaving the rainbow*. Penguin Books.
- DE KROON, H.; PLAISIER, A.; VAN GROENENDAEL, J.; CASWELL, H.
1986 Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. *Ecology* 67:1427-1431.
- DE KROON, H., VAN GROENENDAEL, J.; EHRLÉN, J.
2000 Elasticities: a review of methods and model limitations. *Ecology* 81:607-618.
- DIAMOND, J.
1986 Overview: Laboratory experiments, field experiments, and natural experiments. En: Diamond, J., Case, T. J. (eds.), *Community Ecology*, pp. 3-22. Harper and Row, New York.
- DUPELLMAN, W. E.
1999 *Patterns of Distribution of Amphibians: A Global Perspective*. Baltimore, Maryland: John Hopkins University Press.
- DUPELLMAN, W. E., TRUEB, L.
1986 *Biology of Amphibians*. John Hopkins University Press.
- FELLERS, G. M., DROST, C.A.
1993 Disappearance of the cascades frog (*Rana cascadae*) at the southern end of its range, California, USA. *Biological Conservation* 65:177-181.
- FISHER, R. N., SHAFFER, H. B. T.
1996 The decline of amphibians in California's Great Central Valley. *Conservation Biology* 10(5):1387-1397.
- FROST, D. R.
2002 Amphibian Species of the World: an online reference. V2.21 (15 Julio 2002). Base de datos disponible electrónicamente <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>
- GARDNER, T.
2001 Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Animal Biodiversity and Conservation* 24.2(2):25-44.
- GILL, D. E.
1978 The metapopulation ecology of the red-spotted newt, *Notophthalmus viridiscens* (Rafinesque). *Ecological Monographs* 48:145-166.
- GLAW, F., KÖHLER, J.
1998 Amphibian species diversity exceeds that of mammals. *Herpetological review* 29(1):11-12.
- GLOS, J., GRAFE, T. U., RÖDEL, M.-O., LINSENMAIR, K. E.
2003 Geographic variation in pH tolerance of two populations of the european common frog, *Rana temporaria*. *Copeia* 2003:650-656.
- GÓMEZ-MESTRE, I., TEJEDO, M..
2002 Geographic variation in asymmetric competition: a case study with two larval anuran species. *Ecology* 83:2102-2111.
- GÓMEZ-MESTRE, I., TEJEDO, M.
2003 Local adaptation of an anuran amphibian to osmotic stressful environments. *Evolution* 57:1889-1899.
- GROOMBRIDGE, B.
1992 *Global biodiversity. Status of the earth's living resources*. Chapman and Hall.
- HAIRSTON Sr., N. G.
1996 Predation and competition in salamander communities. En: Cody, M. L.; Smallwood, J. A. (eds). *Long-term studies of vertebrate communities*, pp 161-189, Academic Press.
- HAIRSTON, N. G., Sr., R. H. WILEY.
1993 No decline in salamander (Amphibia: Caudata) populations: a twenty-year study in the southern Appalachians. *Brimleyana* 18:59-64.
- HALLIDAY, T. R., TEJEDO, M.
1995 Intrasexual selection and alternative mating behaviour. En: Heatwole, H., Sullivan, B. K. (eds) *Amphibian Biology, vol 2*. pp 419-468. Surrey Beatty & Sons.
- HANKEN, J.
1999 Why are there so many new amphibian species when amphibians are declining? *Trends in Ecology and Evolution* 14:7-8.
- HAVEN WILEY, R. Y HAIRSTON, N. G., Sr.
2002 Trends in numbers of Appalachian salamanders. <http://www.unc.edu/~rhwiley/salamandertrends/>

- HAYES, J. P. AND STEIDL, R. J.
1997 Statistical power analysis and amphibian population trends. *Conservation Biology* 11(1):273-275.
- HEPPELL, S. S., PFISTER, C., DE KROON, H.
2000a Elasticity analysis in population biology: methods and applications. *Ecology* 81(3):605-606.
- HEPPELL, S. S., CASWELL, H., CROWDER, L. B.
2000b Life histories and elasticity patterns: perturbation analysis for species with minimal demographic data. *Ecology* 81(3):654-665.
- HERO, J.-M.
2001 Assessing the conservation status of Australian frogs. *Froglog* 48:6.
- HOULAHAN, J. E., FINDLAY, C. S., SCHMIDT, B. R., MEYER, A. H., KUZMIN, S. L.
2000 Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404:752-755.
- IUCN
2002a Anfibios de Mesoamérica están desapareciendo. <http://www.iucn.org/places/orma/noticias/13112002.htm>
- IUCN
2002b Casi la mitad de anfibios de Mesoamérica en peligro de extinción. <http://www.iucn.org/places/orma/noticias/20112002.htm>
- JENNINGS, M. R., HAYES, M. P.
1985 Pre-1900 overharvest of California red-legged frogs (*Rana draytonii*): the inducement for bullfrog (*Rana catesbeiana*) introduction. *Herpetologica* 41(1):94-103.
- JOGLAR, R. L., BURROWES, P. A.
1996 Declining amphibian populations in Puerto Rico. En: Powell, R., Henderson, R. W. (eds.) *Contributions to West Indian herpetology: a tribute to Albert Schwartz*, pp. 371-380. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Ithaca, New York, USA.
- KAGARISE SHERMAN, C., MORTON, M. L.
1993 Population declines of Yosemite toads in the eastern Sierra Nevada of California. *Journal of Herpetology* 27(2):186-198.
- KIESECKER, J. M., BLAUSTEIN, A. R.
1997 Population differences in responses of red-legged frogs (*Rana aurora*) to introduced bullfrogs. *Ecology* 78:1752-1760.
- LA MARCA, E., LÖTTTERS, S.
1997 Monitoring of declines in Venezuelan *Atelopus* (Amphibia: Anura: Bufonidae). *Herpetologia Bonnensis* 1997:207-213.
- LAUGEN, A. T; LAURILA, A.; MERILÄ, J.
2002 Maternal and genetic contributions to geographical variation in *Rana temporaria* larval life-history traits. *Biological Journal of the Linnean Society* 76:61-70.
- LAUGEN, A. T; LAURILA, A.; RÄSÄNEN, K., MERILÄ, J.
2003 Latitudinal countergradient variation in the common frog (*Rana temporaria*) development rates-evidence for local adaptation. *Journal of Evolutionary Biology* 16:996-1005.
- LAURANCE, W. F., McDONALD, K. R., SPEARE, R.
1996 Epidemic disease and the catastrophic decline of Australian rain forest frogs. *Conservation Biology* 10(2):406-413.
- LEAKEY, R., LEVINS, R.
1997 *La sexta extinción. El futuro de la vida y de la humanidad*. Tusquets Editores [Edición en castellano de la edición en inglés 1995, Sherma B.V.]
- LIPS, K. R.
1998 Decline of a tropical montane amphibian fauna. *Conservation Biology* 12(1):106-117.
- LIPS, K. R.
1999 Mass mortality and population declines of anurans at an upland site in western Panama. *Conservation Biology* 13(1):117-125.
- LOMAN, J.
2003 Growth and development of larval *Rana temporaria*: local variation and countergradient selection. *Journal of Herpetology* 37:595-602.
- LUIKART, G.; ALLENDORF, F. W.; CORNUET, J.-M.; SHERWIN, W. B.
1998 Distortion of allele frequency distributions provides a test for recent population bottlenecks. *Journal of Heredity* 89:238-247.
- MARCO, A., QUILCHANO, C., BLAUSTEIN, A. R.
1999 Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwestern, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:2836-2839.
- MARCO, A., CASH, D., BELDEN, L. K., BLAUSTEIN, A. R.
2001 Sensitivity to urea fertilization in three amphibian species. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40:406-409.

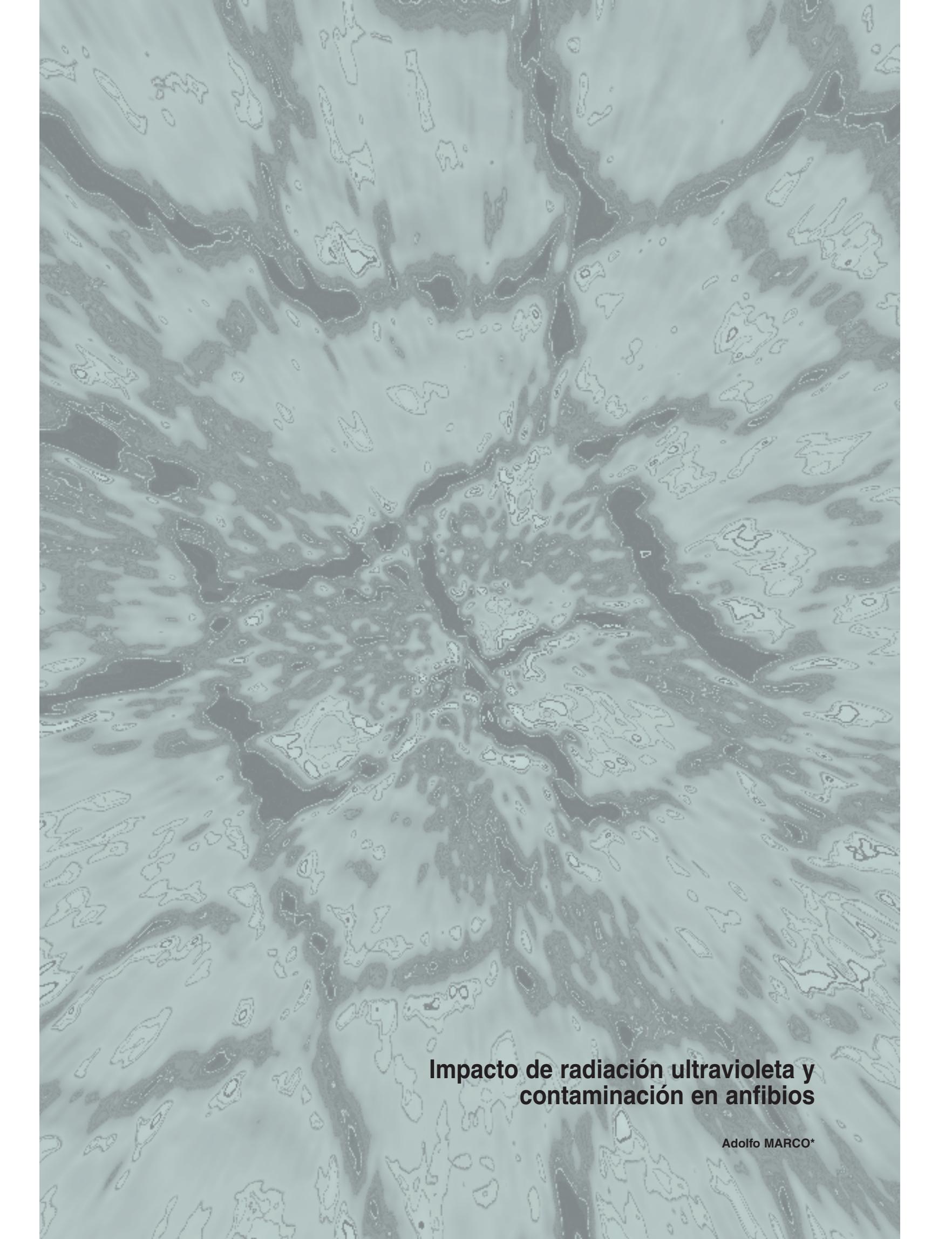
- MÁRQUEZ, R., LIZANA, M.
2002 Conservación de los anfibios y reptiles de España. En: Pleguezuelos, J. M., Márquez, R, Lizana, M. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*, pp. 345-383. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- MARSH, D. M.
2001 Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological Conservation* 101:327-335.
- MARSH, D. M., TRENHAM, P. C.
2001 Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15(1):40-49.
- MAYR, E.
1961 Cause and effect in biology. *Science* 134:1501-1506.
- MEANS, D. B., PALIS, J. G., BAGGETT, M.
1996 Effects of slash pine silviculture on a Florida population of flatwoods salamander. *Conservation Biology* 10(2):426-437.
- MEYER, A. H., SCHMIDT, B. R., GROSSENBACHER, K.
1997 Analysis of three amphibian populations with quarter-century long time-series. *Proc. R. Soc. Lond. B* 265:523-528.
- MIDDLETON, E. M., HERMAN, J. R., CELARIER, E. A., WILKINSON, J. W., CAREY, C., RUSIN, R. J.
2001 Evaluating ultraviolet radiation exposure with satellite data at sites of amphibian declines in Central and South America. *Conservation Biology* 15(4):914-929.
- MOLUR, S.
2002 South Asian amphibian workshops: executive summary. *Froglog* 52:2-3.
- OLDHAM, R. S. Y SWAN, M. J. S.
1991 Conservation of amphibian populations in Britain. En: Seitz, A. y Loeschke, V. (eds.), *Species conservation: a population biological approach*, pp. 141-157. Birkhauser Verlag, Basel.
- PARDO, L.
1948 *Catálogo de los lagos de España*. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, Madrid.
- PECHMANN, J. H. K., SCOTT, D. E., SEMLITSCH, R. D., CALDWELL, J. P., VITT, L. J., GIBBONS, W.
1991 Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science* 253:892-895.
- PIERCE, B. A., SIKAND, N.
1985 Intrapopulation variation in acid tolerance of Connecticut wood frogs: genetic and maternal effects. *Can. J. Zool.* 63:1647-1651.
- POUNDS, J. A., CRUMP, M. L.
1994 Amphibian declines and climate disturbance: The case of the golden toad and the harlequin frog. *Conservation Biology* 8(1):72-85.
- POUNDS, J. A., FOGDEN, M. P. L., SAVAGE, J. M., GORMAN, G. C.
1996 Test of null models for amphibian declines on a tropical mountain. *Conservation Biology* 11(6):1307-1322.
- POUNDS, J. A., FOGDEN, M. P. L., CAMPBELL, J.H.
1999 Biological response to climate change on tropical mountain. *Nature* 398:611-615.
- RÄSÄNEN, K., LAURILA, A. MERILÄ, J.
2003a Geographic variation in acid stress tolerance of the moor frog, *Rana arvalis* I. Local adaptation. *Evolution* 57:352-362.
- RÄSÄNEN, K., LAURILA, A. MERILÄ, J.
2003b Geographic variation in acid stress tolerance of the moor frog, *Rana arvalis* II. Adaptive maternal effects. *Evolution* 57:363-371.
- REQUES, R., TEJEDO, M.
1995 Negative phenotypic correlation between length of larval period and metamorphic size in natural populations of natterjack toads (*Bufo calamita*). *Journal of Herpetology* 29:311-314.
- ROMÁN, A., MAYOL, J.
1997 *La recuperación del ferreret, Alytes muletensis*. Documents Tècnics de Conservació, II Epoca num 1. Conselleria de Medi Ambient, Ordenació del Territori i Litoral. Govern Balear, Palma de Mallorca.
- RON, S. R., DUELLMAN, W. E., COLOMA, L. A., BUSTAMANTE, M. R.
2003 Population decline of the jambato toad *Atelopus ignescens* (Anura: Bufonidae) in the Andes of Ecuador. *Journal of Herpetology* 37:116-126.
- ROWE, C. L., FREDÁ, J.
2000 Effects of acidification on amphibians at multiple levels of biological organization. En: Sparling, D.W., Linder, G, Bishop, C.A. (eds.), *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*, pp. 545-571. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola.

- SALA, O. E., CHAPIN, F. S. I., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBERSANWALD, E., HUENNEKE, L. F., JACKSON, R. B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D. M., MOONEY, H. A., OESTERHELD, M., POFF, N. L., SYKES, M. T., WALKER, B. H., WALKER, M., WALL, D. H.
2000 Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- SCHNEIDER, S. H. Y ROOT, T. L.
2001 Synergism of climate change and ecology. En: Levin, S.A. (ed.) *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 1, pp. 709-725. Academic Press.
- SKELLY, D. K.; KIESECKER, J.M.
2001 Venue and outcome in ecological experiments: manipulations of larval anurans. *Oikos* 94 (1): 198-208
- SEMLITSCH, R. D.
1990 Paedomorphosis in *Ambystoma talpoideum*: maintenance of population variation and alternative life-history. *Evolution* 44:1604-1613.
- SEMLITSCH, R. D., SCOTT, D. E., PECHMANN, J. H. K.
1996 Structure and dynamics of an amphibian community. En: Cody, M. L.; Smallwood, J. A. (eds.). *Long-term studies of vertebrate communities*, pp 217-248. Academic Press.
- SEMLITSCH, R. D., BRIDGES, C. M., WELCH, A. M.
2000 Genetic variation and fitness tradeoff in the tolerance of gray treefrog (*Hyla versicolor*) tadpoles to the insecticide carbaryl. *Oecologia* 125:179-185.
- SHAFFER, H. B.; FISHER, R. N.; DAVIDSON, C.
1998 The role of natural history collections in documenting species declines. *Trends in Ecology and Evolution* 13:27-30.
- SHOOP, C. R.
1974 Yearly variation in larval survival of *Ambystoma maculatum*. *Ecology* 55:440-444
- SINSCH, U.
1992 Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia* 90:489-499.
- SINSCH, U.
1998 *Biologie und Ökologie der Kreuzkröte*. Laurenti Verlag. Bochum.
- SJÖGREN-GULVE, P.
1994 Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the pool frog, *Rana lessonae*. *Ecology* 75:1357-1367.
- SKELLY, D. K., FREIDENBURG, L. KEALOHA.
2000 Effects of beaver on the thermal biology of an amphibian. *Ecological Letters* 3:483-486.
- SPARLING, D. W.
2000 Ecotoxicology of organic contaminants to amphibians. En: Sparling, D. W., Linder, G, Bishop, C.A. (eds.), *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*, pp. 461-494. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola.
- SPEARE, R., BERGER, L.
2000 Global distribution of chytridiomycosis in amphibians. <http://www.jcu.edu.au/school/phtn/PHTM/frogs/chyglob.htm>
- SMITH, C. K.
1983 Factors controlling tadpole populations of the chorus frog (*Pseudacris triseriata*) on Isle Royale, Michigan. *Ecology* 64:501-510.
- STALLARD, R. F.
2001 Possible environmental factors underlying amphibian decline in eastern Puerto Rico: Analysis of U.S. government data archives. *Conservation Biology* 15(4):943-953.
- STORFER, A., SIH, A.
1998 Gene flow and ineffective antipredator behavior in a stream-breeding salamander. *Evolution* 52:558-565.
- STORFER, A., CROSS, J, RUSH, V., CARUSO, J.
1999 Adaptive coloration and gene flow as a constraint to local adaptation in the streamside salamander, *Ambystoma barbouri*. *Evolution* 53:889-898.
- TALAVERA, R. R.
1990 *Evolución de los pelobátidos y pelodítidos (Amphibia, Anura): Morfología y desarrollo del sistema esquelético*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid.
- TEJEDO, M.
1989 *Éxito reproductor y selección sexual en el sapo corredor, Bufo calamita*. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba.
- 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., 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., ESTEBAN, M.
1997 Actual and osteochronological estimated age of natterjack toads (*Bufo calamita*). *Herpetological Journal* 7:81-87.
- VONESH, J. R., DE LA CRUZ, O.
2002 Complex life cycles and density dependence: assessing the contribution of egg mortality to amphibian declines. *Oecologia* 133:325-333.
- WAKE, D. B.
1998 Action on amphibians. *Trends in Ecology and Evolution* 13(10):379-380.
- WALDMANN, B., TOCHER, M.
1998 Behavioral ecology, genetic diversity, and declining amphibian populations. Caro, T. M. *Behavioral ecology and conservation biology*. (15), 394-443. Oxford, Oxford University Press.
- WIENS, J. A.
1989 *The ecology of bird communities, Volume 1 Foundations and patterns*. Cambridge University Press, Cambridge.
- WILBUR, H. M.
1980 Complex life cycles. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 11:67-93.
World Resources Institute 1990. *World Resources 1990-91*. Oxford University Press, New York, NY.
- WORLD RESOURCES INSTITUTE
1990 *World Resources 1990-91*. Oxford University Press, New York, NY.
- WRIGHT, A. H., WRIGHT, A. A.
1949 *Handbook of Frogs and Toads of the United States and Canada*. Comstock, Ithaca, New York
- YOUNG, B. E., LIPS, K. R., REASER, J. K., IBÁÑEZ, R., SALAS, A. W., CEDEÑO, J. R., COLOMA, L. A., RON, S., LA MARCA, E., MEYER, J. R., MUÑOZ, A., BOLAÑOS, F., CHAVES, G., ROMO, D.
2001 Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology* 15(5):1213-1223.
- YOUNG, B. E. Y LIPS, K. R.
2002 RANA:the research and analysis network for neotropical amphibians. *Froglog* 53:1-3.
- ZUG, G. R., VITT, L. J., CALDWELL, J. P.
2001 *Herpetology. An introductory biology of amphibians and reptiles*. 2ª Ed. Academic Press. San Diego.

Foto: Xabier Rubio





**Impacto de radiación ultravioleta y
contaminación en anfibios**

Adolfo MARCO*

Impacto de radiación ultravioleta y contaminación en anfibios

GAKO HITZAK: Anfibioren kontserbazioa, kutsadura, fotobiologia, ekotoxikologia, erradiazio ultramorea.

PALABRAS CLAVE: Conservación de anfibios, contaminación, fotobiología, ecotoxicología, radiación ultravioleta.

KEY WORDS: Amphibians, Hyla meridionalis, Recovery, Status, Distribution, Conservation, Basque Country.

Adolfo MARCO*

LABURPENA

Azken hamarkadetan, anfibio espezie ugari beren populazioen gainbehera larria jasan dute. Ultramore erradiazioaren igoera eta ingurumenaren kutsadura, bakarrik edota beste perturbazio batzuekin bateraturik, zonalde zabaletan biodibertsitatean ematen ari den krisialdiaren erantzule direla dirudi. Anfibioren kontserbazioaren egoeran duen eraginaz gain, ingurumen inpaktu horiek indibiduen beraien konportamendu zein ekologia erantzunak onetik ateratzen dituzte eta ekosistemen funtzionamendua aldatzeko gauza dira. Ingurumen aldaketa horien aurrean, potentzialki eraginkortasun edo tolerantzia estrategien hautaketa-prozedura ebolutibo dagoela garrantzia berekoa da. Enbrioidaldira, larbaldira eta heldualdira oso babes gutxiokoa eta ondorioz, arriskutsuak izatean, eta oso sentiberak diren prozesu biologikoak garatzerakoan, metamorfosisa, azaleko arnasketa edota ingurunearekiko ur-trukea sakona kasu, anfibioak, bereziki sentikorrek dira. Aipaturiko ezaugarriak erakusten duten filopatria handia eta birkolonizazio ahalmen urria gehitu behar zaizkie. Estresa sortzen duen faktorearen aurrean esposizio bortitza den kasuetan ondorioak letalak izaten dira, baina hain agresibo ez direnetan, efektuak, subletal klinikoak izan ohi dira, hala nola anomaltasunen garapena, mutazio edo minbiziaren genesia, oreka edo motore kontrolaren galera, immune erantzunaren galera, edota beste gaixotasunen agerpena. Esposizio arinek ondorio azpiklinikoak eragin ditzakete, esaterako hormona-disruptzioa, pertzepzio edo jokabidearen aldaketa, garapenaren aldakuntza edo metamorfosiaren perturbazioa.

SUMMARY

During the last decades, several amphibians have suffered severe population declines. The increase of ultraviolet radiation (UVR) and environmental pollution, alone or combined with other perturbations, seem to be responsible of such biodiversity crisis in some areas. Despite of their effect on amphibian conservation, these environmental perturbations are altering individual ecological responses and are modifying the ecosystem functioning. Also significant is the possible existence of evolutionary process of selection in response to these environmental stressors. Amphibians are especially sensitive to environmental changes because their embryonic, larval and adult stages are exposed and unprotected and because they experience very sensitive biological processes such as metamorphosis, skin breathing or an intense water exchange with the environment. Additionally, amphibians have a strong phylopatria and a very scarce and slow dispersal rate. When amphibians suffer an acute exposure to stressors, the effects can be lethal, but in many occasions, there are clinic sublethal effects such as abnormalities, mutations or cancer, loss of equilibrium or locomotor abilities, impairment of the immune response or the acquisition of other diseases. Chronic exposures to low levels of stressors can produce hormonal disruption, behavioural alterations or growth and metamorphosis impairments.

RESUMEN

Durante las últimas décadas, muchas especies de anfibios han sufrido un grave declive de sus poblaciones. El incremento de la radiación ultravioleta y la contaminación ambiental, solas o en combinación con otras perturbaciones, parecen ser responsables directos de esta crisis de biodiversidad en amplias zonas. Además de su efecto sobre el estado de conservación de los anfibios, estos impactos ambientales alteran las respuestas comportamentales y ecológicas de los individuos y modifican el funcionamiento de los ecosistemas. No menos relevante es la existencia potencial de procesos evolutivos de selección de estrategias de tolerancia o eficiencia ante alteraciones ambientales. Los anfibios son especialmente sensibles a cambios ambientales al tener sus fases embrionaria, larvaria y adulta muy desprotegidas y expuestas, y al desarrollar procesos biológicos sensibles, como la metamorfosis, la respiración cutánea, o un intercambio muy intenso de agua con el ambiente. A estas características hay que unir la gran filopatria de los anfibios y su escasa o lenta capacidad de recolonización. En casos de una fuerte exposición al factor estresante los efectos suelen ser letales, pero en exposiciones menos agresivas se producen efectos subletales clínicos, como el desarrollo de anomalías, la génesis de mutaciones o cáncer, la pérdida de equilibrio o control motor, la pérdida de respuesta inmune, o la adquisición de otras enfermedades. Exposiciones leves pueden provocar efectos subclínicos como disrupción hormonal, alteración de la percepción o la conducta, alteración del desarrollo o perturbación de la metamorfosis.

INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas se ha detectado un aumento muy significativo de la tasa de extinción de vertebrados (WAKE, 1991; WILSON, 1992; EHR-LICH, 1997). Como parte de esta crisis global de biodiversidad, merecen una atención especial los anfibios. Recientemente, muchas especies de anfibios han sufrido un grave declive de sus poblaciones, una reducción drástica de su área de distribución e incluso, en algunos casos, se han extinguido (BARINAGA, 1990; BLAUSTEIN *et al.*, 1994a, 2001; BLAUSTEIN & WAKE, 1990; REASER, 1996; WAKE, 1991). Los anfibios son especialmente sensibles a extinciones locales por su dificultad para la dispersión y recolonización. Esta limitación ecológica se debe a restricciones fisiológicas, la relativamente baja movilidad y la filopatría de este grupo (DUELLMAN & TRUEB, 1994; STEBBINS & COHEN, 1995). A su alta sensibilidad se suma el desconocimiento de las causas que provocan la mortalidad masiva, lo que plantea graves problemas a la hora de diseñar estrategias para su conservación (BLAUSTEIN, 1994; MCKOY, 1994; PECHMAN & WILBUR, 1994; TRAVIS, 1994).

Fluctuaciones naturales severas de poblaciones naturales podrían estar siendo consideradas como declives causados por impactos humanos (PECHMAN *et al.*, 1991; GREEN, 1997). Aunque esta confusión se puede estar produciendo en algunos casos, en los últimos años, estudios que muestran evidencias de extinciones y declives poblacionales reales de especies de anfibios se suceden continuamente (WAKE, 1998; LIPS, 1999; DALTON, 2000). Un análisis reciente y exhaustivo sobre estudios demográficos realizados en 936 poblaciones de anfibios a nivel mundial no ofrece duda sobre el rápido declive que han padecido estos vertebrados, en las 5 últimas décadas (HOULAHAN *et al.*, 2000).

Se han propuesto varias causas que actuando por separado o conjuntamente podrían contribuir al declive de los anfibios (CORN, 2001). Merecen destacarse los cambios climáticos (POUNDS & CRUMP, 1994; KIESECKER *et al.*, 2001), la fragmentación o la destrucción de sus hábitats (KOLOZSVARY & SWIHART, 1999; KNUTSON *et al.*, 1999), la introducción de especies exóticas (KIESECKER & BLAUSTEIN, 1997; HAYES & JENNINGS, 1986; KNAPP & MATTHEWS, 2000), la lluvia ácida (CORN & VERTUCCI, 1992; ROWE & FREDÁ, 2001) o algunas infecciones (BLAUSTEIN *et al.*, 1994b; DASZAK *et al.*, 2000; CAREY, 2000; BOSCH *et al.*, 2001; CRAWSHAW, 2001). Además, parece indudable el impacto de la contaminación

ambiental (BERGER, 1989; HALL & HENRY, 1992; SPARLING *et al.*, 2001) y el aumento de la radiación UV (BLAUSTEIN *et al.*, 1994a, 1998, 2001; LIZANA & PEDRAZA, 1998), en el declive de las poblaciones de anfibios.

INFLUENCIA DE LA RADIACIÓN ULTRAVIOLETA EN ANFIBIOS

La desaparición de anfibios en hábitats aparentemente inalterados podría estar relacionada con el aumento de la RUV que incide sobre la superficie terrestre. La causa más conocida de este aumento de la RUV es la destrucción de la capa de ozono estratosférica. Esta alteración atmosférica, parcialmente causada por actividades humanas no se reduce a la Antártida. En los últimos años se han detectado episodios de disminución de la capa de ozono tanto en el Hemisferio Norte como en el Sur (SECKMEYER & MCKENZIE, 1992; ORCE & HELBLING, 1997). Aunque esta disminución es transitoria, los organismos vivos están sufriendo sobreexposición a la RUV-B (ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA, 1994; NILSSON, 1996). En los últimos años el interés de la comunidad científica en esta área de investigación se ha incrementado considerablemente (BIGGS Y JOYNER, 1994; HÄDER, 1997; ROZEMA *et al.*, 1997; WEBB, 1998).

Adicionalmente, se ha comprobado que otros impactos ambientales pueden aumentar significativamente la penetración de la RUV en ecosistemas acuáticos. Por ejemplo, la acidificación del agua o el calentamiento global causan el descenso de la DOC y la alteración de sus propiedades ópticas, aumentando la penetración de la RUV hasta el 900% (DONAHUE *et al.*, 1998; SCHINDLER, 1997). La eliminación de la vegetación acuática o riparia también favorece que la RUV penetre en el agua hasta un 500% (XENOPOULOS & SCHINDLER, 2001).

El daño más significativo que provoca la RUV en organismos vivos es la alteración del ADN. La RUV-B al incidir sobre las células, provoca la formación de fotoproductos citogenéticos y mutagénicos, como los CPDs (Cyclobutane Pyrimidine Dimers) que impiden la expresión genética por bloqueo de la transcripción (ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA, 1994). Además, en plantas se ha detectado disminución en la fijación de carbono y destrucción de pigmentos fotosintéticos, mientras que en animales y humanos se han descrito daños dérmicos (pérdida de elasticidad, envejecimiento, quemaduras, cáncer de piel, engrosamiento de capas superficiales de la piel y aumento de pigmentación, que hace la piel más vulnerable a melanomas), dismi-

nución de la respuesta inmune (se debilita la capacidad de la piel de responder a infecciones locales), alteraciones oculares (desprendimiento de retina, fotoqueratitis, cataratas y pérdida progresiva de visión), alteración o interrupción del desarrollo embrionario, fotoalergias, etc. (NILSSON, 1996; ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA, 1994).

Los adultos o las larvas de muchos anfibios son sensibles a la RUV, pero pueden eludir activamente la radiación desarrollando una actividad nocturna o refugiándose en zonas profundas, vegetación, piedras, troncos, etc. La RUV podría explicar la ausencia de estas especies en zonas que carecen de estos refugios. Sin embargo, los huevos de los anfibios carecen de movilidad y dependen de sus progenitores para protegerse de la RUV-B. En la mayoría de especies de anfibios, los huevos presentan envueltas transparentes y al ser depositados libremente en el agua están expuestos a la radiación solar. Además, algunas especies seleccionan para depositar sus huevos zonas someras y expuestas de charcas o lagunas, con mayor temperatura del agua y, por tanto, más rápido desarrollo embrionario. Sin embargo, en estas zonas los embriones están expuestos a una mayor dosis de RUV-B. Hay claros indicios de la existencia de una diferente capacidad entre huevos de diferentes especies de anfibios para reparar los daños causados en el ADN por los rayos UV y una correlación entre esta capacidad y la mortalidad de embriones causada por la citada radiación en lugares naturales de oviposición (BLAUSTEIN *et al.* 1994a; HAYS *et al.*, 1996). Probablemente, la RUV-B esté, además, comprometiendo los sistemas de defensa de los anfibios haciéndolos más sensibles a otras causas de declive (BLAUSTEIN Y WAKE, 1990).

Efecto de RUV natural en embriones de anfibios.

Experimentos de campo en los que se han expuesto huevos fertilizados de varias especies de anfibios a diferentes niveles de RUV-B ambiental en sus lugares naturales de puesta muestran que la RUV-B es capaz de causar la muerte o serias malformaciones en algunas especies (BLAUSTEIN *et al.*, 1998; BROOMHALL *et al.*, 2001; ANZALONE *et al.*, 1998; OVASKA *et al.*, 1997). En España se ha estudiado la sensibilidad de embriones de anfibios a niveles naturales de RUV-B, durante varios años y en diferentes localidades de montaña (a 1900 m de altitud en la Sierra de Gredos, a 1.700 m de altitud en el Parque Natural del Lago de Sanabria y a 900 m de altitud en la Sierra de Francia). Se ha detectado un efecto significativo de la RUV-B en la mortalidad de huevos en *Bufo bufo*, *Pelobates cultripes*

Triturus marmoratus, mientras que *B. calamita*, *Hyla arborea* y *Rana perezi* fueron más resistentes y en algunos casos, se encontraron resultados aparentemente contradictorios.

En determinados casos, los resultados de los experimentos de campo variaron para una misma especie. Esta aparente contradicción podría estar estrechamente relacionada con la intensidad o la dosis de RUV recibida por los huevos en cada caso. La cantidad de RUV ambiental que incide sobre la superficie de la Tierra es muy variable en función de factores geográficos como la latitud o la altitud; temporales como la época del año; y climáticos, como el número de horas de sol durante el experimento (nubosidad) o la temperatura del agua (duración de la incubación). Factores bióticos como la presencia y abundancia de patógenos en el agua (quitridios o saprolegnias) también podrían explicar una variabilidad en los efectos negativos detectados en diferentes experimentos al mostrar sinergismo con la RUV.

Considerando también otros estudios realizados con similar metodología en campo, en otros lugares del mundo, se puede concluir que existen bastantes especies sensibles a la RUV-B en la etapa embrionaria y que esta sensibilidad muestra una variabilidad interespecífica. Todas las especies de tritones y las salamandras que se han estudiado presentan huevos muy sensibles a la RUV-B. En experimentos realizados en Europa, se ha comprobado una mortalidad del 100 % en pocos días cuando los embriones de tritones alpino y jaspeado son colocados en aguas poco profundas y transparentes a la RUV-B (NAGL & HOFER, 1997; MARCO *et al.*, 2001).

Se ha comprobado que la RUV-B ambiental produce deformidades en embriones de anfibios (BLAUSTEIN *et al.*, 1997; MARCO *et al.*, 2001). Embriones que no mueren tras la exposición a la RUV, pueden sufrir serias anomalías que pueden provocar la muerte futura o un desarrollo larvario anormal que limitará el éxito futuro de los individuos afectados. En nuestros estudios, se han observado y analizado las características y la frecuencia de aparición de anomalías en embriones de diferentes especies de anfibios ibéricos expuestos a RUV-B tanto en el campo como en el laboratorio. Se ha usado la terminología propuesta por FETAX (Frog Embryo Teratogenesis Assay – *Xenopus*; BANTLE *et al.*, 1991). En etapas iniciales del desarrollo embrionario se han observado con frecuencia alteraciones del contorno del huevo, necrosis y escapes de yema. En embriones más desarrollados se han observado arqueamientos del

cuerpo y la cola, acortamientos de la cola, necrosis, edemas en diferentes zonas corporales, eritemas generalizados con rotura epidérmica y pérdida de tejidos y fotoqueratitis en los ojos (MARCO *et al.*, 2001).

Sinergismo de RUV con otros factores.

La desaparición masiva de anfibios podría deberse a la coincidencia de diversas perturbaciones ambientales. Recientemente, se ha detectado sinergismo entre la RUV-B y la infección por *Saprolegnia ferax* (KIESECKER & BLAUSTEIN, 1995). Este hongo infecta a algunas especies de peces, con especial incidencia en piscifactorías. Además, provoca mortalidad masiva de huevos de diferentes anfibios como *Bufo boreas*, *B. calamita*, *Rana temporaria*, *R. pipiens* y *Ambystoma maculatum*. En nuestros experimentos no se ha comprobado el sinergismo entre RUV-B e infección por *S. ferax*, pero sí se han observado múltiples puestas masivamente infectadas por este parásito. La RUV-B debilita determinadas respuestas del sistema inmune (ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA, 1994) y podría estar facilitando la infección de los embriones de anfibios por *S. ferax*, *S. parasitica* u otros microorganismos patógenos. Recientemente se ha detectado una extraordinaria sensibilidad de algunas especies de anfibios a la infección por hongos quitridiales (BOSCH *et al.*, 2001; CAREY, 2000) hasta el punto de considerarla como un factor significativo que estaría contribuyendo al declive de anfibios. La RUV, especialmente en zonas de montaña, podría estar favoreciendo este tipo de infección.

También se ha detectado sinergismo entre la exposición a la RUV-B y un bajo valor del pH del agua donde se encuentran los huevos. Este sinergismo se ha demostrado en *Rana pipiens* (LONG *et al.*, 1995). HATCH & BURTON (1998) han encontrado sinergismo entre RUV-B y contaminación del agua por fluoranteno (PAH) estudiando huevos y larvas de *Xenopus laevis* y *Ambystoma maculatum*. La RUV-B podría fotoactivar otros contaminantes químicos, haciéndolos más tóxicos para la vida acuática. HATCH & BLAUSTEIN (2000) han detectado un sinergismo negativo entre la exposición a fertilizantes químicos, pH ácido y RUV-B.

Estrategias fotoprotectoras

Un mecanismo bioquímico fotoprotector muy extendido en vertebrados y de gran eficiencia es la fotoreactivación enzimática. La enzima fotoliasa es capaz de romper los CPDs, restituyendo la secuan-

cia original del ADN. Constituye el mecanismo más importante de reparación del ADN dañado por la RUV-B (BLAUSTEIN *et al.*, 1994a). Se observa que las especies con alta actividad fotoliasica no muestran sensibilidad a la RUV-B natural en nuestros experimentos. Por el contrario, especies con niveles reducidos de actividad de fotoliasas si sufren los efectos negativos de la RUV-B en el campo.

La síntesis de pigmentos que absorbe la RUV es una estrategia fotoprotectora muy efectiva y generalizada. Por ejemplo, las plantas sintetizan sustancias flavonoides (HÄDER, 1997) y los huevos de algunas especies se protegen aumentando la pigmentación con melanina. Los huevos de especies de anfibios muy expuestos a la RUV-B suelen presentar coloraciones oscuras (STEBBINS & COHEN, 1995).

En *Ambystoma gracile*, salamandra con huevos muy sensibles a la RUV (BLAUSTEIN *et al.*, 1998) se ha observado el crecimiento simbiótico de algas verdes (*Chlamydomonas* sp.) en la matriz gelatinosa transparente que envuelve los huevos. El crecimiento de algas es tan intenso que al final del periodo de desarrollo embrionario de la salamandra, la puesta presenta un color verde intenso generalizado que no permite ver los embriones y esta protegiendo los sensibles embriones de la RUV-B. Los huevos de *A. gracile* colonizados por algas son capaces de sobrevivir durante períodos prolongados de tiempo incluso al aire, donde la exposición a la RUV es mayor que dentro del agua (MARCO & BLAUSTEIN, 1998).

Hay estrategias reproductivas que eluden la exposición de los huevos a la RUV. Hay casos de ovoviviparismo o tolerancia de los huevos a ambientes terrestres húmedos con ovoposición en galerías, grietas o cuevas. En estos casos, los huevos nunca están expuestos a la luz solar (*Salamandra* sp., *Alytes* sp., *Plethodontidae*,...). En otras especies las hembras han desarrollado conductas de oviposición que protegen sus huevos de la RUV-B. Este es el caso de varias especies de tritones que ponen sus huevos en zonas someras pero envueltos en hojas de plantas acuáticas que protegen totalmente los embriones del efecto negativo de la RUV-B (MARCO & BLAUSTEIN, 2000). De forma similar, las hembras de algunos ambistomátidos con frecuencia ponen los huevos en el agua pero sujetos a la parte inferior de piedras o troncos.

Además, el agua y sustancias orgánicas disueltas (DOC) pueden actuar como filtro de la RUV-B (MORRIS *et al.*, 1995). Por tanto, depositando los huevos a mayor profundidad o en agua turbia, se puede eludir la exposición a la RUV-B. KIESECKER

et al. (2001) observan la influencia de la profundidad de los huevos en el agua en la sensibilidad a la RUV y a infecciones. Estos autores relacionan las sequías o períodos de poca precipitación con el aumento del impacto negativo de la RUV. Experimentos realizados con *B. calamita* muestran un claro efecto de la profundidad en los daños causados por la RUV-B. La mortalidad por RUV-B detectada en huevos depositados a mayor profundidad es menor que la observada en huevos colocados más cerca de la superficie (LIZANA Y MARCO, datos propios). El descenso del nivel del agua durante el desarrollo embrionario, por evaporación, por drenaje o por extracción para el consumo podría ser muy perjudiciales para el desarrollo adecuado de los huevos de estas especies.

EFFECTO DE LA CONTAMINACIÓN SOBRE ANFIBIOS

En el campo se liberan muchas sustancias químicas relacionadas con actividades agrícolas, industriales o urbanas, que acaban incorporándose a los ciclos biológicos. Algunas de estas sustancias pueden ser liberadas en concentraciones suficientemente altas como para provocar daños para la fauna (O. E. C. D., 1986; U. S. E. P. A., 1986). Muchos de los hábitats acuáticos, cruciales para la reproducción y la supervivencia de los anfibios, son receptores de diversos tipos de contaminación. Como consecuencia de la alteración de la calidad ambiental de estos ecosistemas, se ha encontrado en algunas zonas una relación negativa entre la actividad agrícola convencional y la diversidad y salud de anfibios (BERGER, 1989; BISHOP *et al.*, 1999).

El uso de insecticidas, fungicidas, herbicidas y fertilizantes tanto en cultivos herbáceos como leñosos, así como la acidificación o salinización del suelo como consecuencias de esas actividades, supone un riesgo importante para la supervivencia de anfibios (BERRILL *et al.*, 1994; DEVILLERS & EXBRAYAT, 1992; FRISBIE & WYMAN, 1991; COWMAN & MAZANTI, 2001). El impacto puede ser directo sobre individuos adultos en vida terrestre, tras la aplicación de las sustancias químicas en el campo, en forma sólida, líquida o gaseosa. Alteraciones como la lluvia ácida o la contaminación atmosférica provocada por actividades industriales y urbanas o la combustión de derivados del petróleo también pueden tener un impacto sobre anfibios en fase terrestre (PIERCE, 1985; ROWE & FRED A, 2001).

Por otro lado, la contaminación de cursos de agua o zonas húmedas afecta a fases acuáticas de

anfibios adultos, así como a etapas embrionarias y larvarias. En muchos casos, zonas agrícolas y ganaderas drenan sustancias tóxicas en zonas húmedas. Tras la aplicación de sustancias químicas en los cultivos, estas pueden ser arrastradas por escorrentía hacia cuerpos de agua próximos contaminándolos. La incorporación de contaminantes al agua se puede dar también cuando la aplicación del contaminante se hace en forma de aerosol. El impacto en zonas húmedas suele ser mayor cuando se usan métodos aéreos de aplicación o se hace en condiciones de fuerte viento. En ambos casos se favorece la dispersión de las sustancias químicas a zonas adyacentes a los cultivos. Adicionalmente, áreas industriales y cascos urbanos, vierten aguas residuales cargadas de contaminantes en zonas húmedas o cursos de agua. En el mejor de los casos, estos vertidos han sido previamente tratados, pero casi nunca se eliminan en su totalidad determinados contaminantes.

Se ha comprobado la sensibilidad de anfibios a diferentes tipos de sustancias químicas, como pesticidas (HALL & HENRY, 1992; BERRILL *et al.*, 1994; COWMAN & MAZANTI, 2001), herbicidas (ANDERSON & PRAHLAD, 1976; COOKE, 1977; MANN & BIDWELL, 1999), fertilizantes químicos (HECNAR, 1995; OLDHAM *et al.*, 1997; MARCO *et al.*, 1999, 2001), organoclorados (DEVILLERS & EXBRAYAT, 1992; SPARLING *et al.*, 2001), metales pesados (FRED A, 1991; LEFCORT *et al.*, 1998; HORNE & DUNSON, 1995; LINDER & GRILLITSCH, 2001), disruptores hormonales (PICKFORD & MORRIS, 1999; HAYES, 2001) o derivados del petróleo (LEFCORT *et al.*, 1997; DE ZWART & SLOOFF, 1987).

Existen numerosos estudios que analizan los efectos y la relación dosis-efecto de diversas sustancias químicas en diferentes especies de anfibios (rev: DEVILLERS & EXBRAYAT, 1992; ENVIRONMENT CANADA, 2000). Cuando los anfibios son expuestos a contaminantes pueden morir o sufrir diferentes efectos subletales como alteraciones conductuales o de desarrollo, alteraciones de la pigmentación e incluso deformidades (BANTLE *et al.*, 1991; DEVILLERS & EXBRAYAT, 1992; OUELLET, 2001). En muchos casos, se produce la acumulación de sustancias químicas en diversos órganos o tejidos y se producen alteraciones funcionales o fisiológicas que pueden provocar daños en los individuos (CANTON & SLOOFF, 1982; HALL, 1990; HALL & KOLBE, 1980; NEBEKER *et al.*, 1995). Muchos anfibios son componentes cuantitativamente importantes en ecosistemas

de agua dulce, y por tanto, la presencia de sustancias tóxicas en anfibios puede provocar a medio plazo la acumulación y bioconcentración de los contaminantes en sus depredadores (FLEMING *et al.*, 1982).

La sensibilidad a contaminantes suele variar entre especies. Hay que tener prudencia a la hora de extrapolar resultados de sensibilidad de una especie concreta al género o grupo filogenético al que pertenece, pues el comportamiento de especies similares de anfibios u otros grupos animales ante determinados contaminantes puede ser muy diferente (SCHUYTEMA & NEBEKER, 1999; MARCO *et al.*, 1999). En muchos casos, se seleccionan como especies diana para ensayos toxicológicos, animales muy abundantes o con distribuciones muy amplias. No hay que olvidar que una de las posibles razones de su éxito podría ser una elevada tolerancia a la contaminación. La realización de estudios ecotoxicológicos con especies amenazadas debe controlarse y reducirse al máximo, pero en muchos casos, puede ser la única vía para evaluar y corregir las posibles causas del declive de esa especie. Hay que asumir la gran variabilidad que hay entre especies y, por lo tanto, la dificultad de establecer umbrales críticos generales de tolerancia para determinadas sustancias.

En algunos estudios se observan diferencias substanciales durante la ontogenia de los anfibios en la sensibilidad a contaminantes. Las etapas embrionaria y larvaria de la mayoría de los anfibios viven exclusivamente en el medio acuático, por lo que no pueden eludir el contacto directo con los contaminantes presentes en el agua, y son susceptibles de ingerir o absorber por la piel muchos productos tóxicos. Además, la etapa larvaria suele ser mucho más sensible que los embriones a la contaminación del agua (BERRILL *et al.*, 1994; MARCO, en prensa). La matriz gelatinosa que envuelve los huevos de la mayoría de los anfibios, además de proteger a los embriones frente a diferentes riesgos naturales (WALDMAN & RYAN, 1983; WARD & SEXTON, 1981; MARCO & BLAUSTEIN, 1998), podría estar evitando la entrada de contaminantes dentro de la membrana perivitelina. El proceso de metamorfosis parece ser sensible a la contaminación del agua (MARCO & BLAUSTEIN, 1999) alterando y prolongando el periodo crítico de transición entre la vida acuática y terrestre, en el que son muy vulnerables a riesgos ambientales.

Estos estudios ponen de manifiesto que muchas actividades agrícolas e industriales están comprometiendo la supervivencia de los anfibios

en amplias zonas humanizadas (COOKE, 1981). Se considera importante establecer criterios de calidad del agua específicos para los anfibios (BOYER & GRUE, 1995).

BIBLIOGRAFÍA

- ANDERSON, R.J. & PRAHLAD, K.V.
1976 The deleterious effects of fungicides and herbicides on *Xenopus laevis* embryos. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 4: 312-323.
- ANZALONE, C.R., L.B. KATS, & M.S. GORDON.
1998 Effects of solar UV-B radiation on embryonic development in three species of lower altitude and lower elevation amphibians. *Conserv. Biol.* 12: 646-653.
- BANTLE, J.A., J.N. DUMONT, R.A. FINCH & G LINDER.
1991 *Atlas of abnormalities. A guide for the performance of FETAX (Frog Embryo Teratogenesis Assay - Xenopus)*. U.S. Army Medical Research and Development Command, Washington, D.C. 68 pp.
- BARINAGA, M.
1990 Where have all the frogies gone? *Science*, 247: 1033-1034.
- BERGER, L.
1989 Disappearance of amphibian larvae in the agricultural landscape. *Ecol. Internat. Bull.*, 17: 65-73.
- BERRILL, M., BERTRAM, S., MCGILLIVRAY, L., KOLOHON, M. & PAULI, B.
1994 Effects of low concentrations of forest-use pesticides on frog embryos and tadpoles. *Environ. Toxicol. Chem.*, 13: 657-664.
- BIGGS, R.H. & M.E.B. JOYNER.
1994 *Stratospheric ozone depletion. UV-B radiation in the biosphere* Springer Verlag
- BISHOP, C.A., MAHONY, N.A., STRUGER, J., NG, P. & PETTIT, K.E.
1999 Anuran development, density and diversity in relation to agricultural activity in the Holland River Watershed, Ontario, Canada 1990-1992). *Environ. Monitor. Assessm.* 57: 21-43.
- BLAUSTEIN, A.R.
1994 Chicken little or Nero's fiddle?: A perspective on amphibian populations declines. *Herpetologica*, 50: 85-97.

- BLAUSTEIN, A.R., J.M. KIESECKER, D.P. CHIVERS & R.G. ANTHONY.
1997 Ambient UV-B radiation causes deformities in amphibian embryos. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 94: 13735-13737.
- BLAUSTEIN, A.R., L.K. BELDEN, A.C. HATCH, L.B. KATS, P.D. HOFFMAN, J.B. HAYS, A. MARCO, D.P. CHIVERS & J.M. KIESECKER.
2001 Ultraviolet radiation and Amphibians. In: Cockell CS and AR Blaustein (eds.), *Ecosystems, Evolution, and Ultraviolet Radiation*. Springer Verlag, New York. pp. 63-79.
- BLAUSTEIN, A., HOFFMAN, P., HOKIT, D., KIESECKER, J., WALLS, S. & J. HAYS.
1994a UV repair and resistance to solar UV-B in amphibian eggs: a link to population declines. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.*, 91: 1791-1795.
- BLAUSTEIN, A.R., HOKIT, D.G., O'HARA, R.K. & HOLT, R.A.
1994b Pathogenic fungus contributes to amphibian losses in the Pacific Northwest. *Biol. Conserv.*, 67: 251-254.
- BLAUSTEIN, A.R., J.M. KIESECKER, D.P. CHIVERS, D.G. HOKIT, A. MARCO, L.K. BELDEN, & A. HATCH.
1998 Effects of Ultraviolet radiation on amphibians: field experiments. *Amer. Zool.*, 38: 799-812.
- BLAUSTEIN, A.R. & D.B. WAKE.
1990 Declining amphibian populations: a global phenomenon?. *Trends in Ecology & Evolution*, 5: 203-204.
- BOSCH, J. MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARÍS, M.
2000 Evidence of a Chytrid fungus infection involved in the near disappearance of the common midwife toad in protected areas of Central Spain. *Biol. Conserv.* 97: 331-337.
- BOYER, R. & GRUE, C.E.
1995 The need for water quality criteria for frogs. *Environ. Health Perspect.*, 103: 352-357.
- BROOMHALL S.D., W. OSBORNE & R. CUNNINGHAM.
2000 Comparative effects of ambient ultraviolet-B (UV-B) radiation on two sympatric species of Australian frogs. *Conserv. Biol.* 14: 420-427.
- CANTON, J.H. & SLOOFF, W.
1982 Toxicity and accumulation studies of cadmium (Cd) with freshwater organisms of different trophic levels. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 6: 113-128.
- CAREY, C.
2000 Infectious disease and worldwide declines of amphibian populations, with comments on emerging diseases in coral reef organisms and in humans. *Environ. Health Perspect.*, 108: 1-8.
- COOKE, A. S.
1977 Effects of field applications of the herbicides diquat and dichlobenil on amphibians. *Environ. Pollut.*, 12: 43-50.
- COOKE, A. S.
1981 Tadpoles as indicators of harmful levels of pollution in the field. *Environ. Pollut. Ser. A. Ecol. Biol.*, 25: 123-133.
- CORN, P.S. & VERTUCCI, F.A.
1992 Descriptive risk assesment of the effects of acidic deposition on Rocky mountains amphibians. *J. Herpetol.*, 26: 361-369.
- CORN, P.S.
2001 Amphibian declines: review of some current hypothesis, pp. 663-696, in: SPARLING, D.W., LINDER, G. & BISHOP, C.A. (eds.), *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. SETAC Press, Pensacola, FL.
- COWMAN, D.F. & MAZANTI, L.E.
2001 Ecotoxicology of new generation pesticides to amphibians, pp. 233-268, in: SPARLING, D.W., LINDER, G. & BISHOP, C.A. (eds.), *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. SETAC Press, Pensacola, FL.
- CRAWSHAW, G.J.
2001 Diseases and pathology of amphibians and reptiles, pp. 199-232, in: SPARLING, D.W., LINDER, G. & BISHOP, C.A. (eds.), *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. SETAC Press, Pensacola, FL.
- DALTON, R.
2000 WWW project aims to address worldwide decline in amphibians. *Nature*, 403: 471-472.
- DASZAK, P., CUNNINGHAM, A.A. & HYATT, A.D.
2000 Emerging infectious diseases of wildlife - threats to biodiversity and human health. *Science*, 287: 443-449.
- DE ZWART, D. & SLOOFF, W.
1987 Toxicity of mixtures of heavy metals and petrochemicals to *Xenopus laevis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 38: 345-351.

- DEVILLERS, J. & EXBRAYAT, J.M.
1992 *Ecotoxicity of chemicals to amphibians*. Gordan and Breach Science Publishers, Lyon, France. 337 pp.
- DONAHUE, W.F., D.W. SCHINDLER, S.J. PAGE, & M.P. STANTON.
1998 Acid-induced changes in DOC quality in an experimental whole-lake manipulation. *Environ. Sci. Technol.*, 32: 2954-2960.
- DUPELLMAN, W.E. & L. TRUEB.
1994 *Biology of Amphibians*. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press.
- EHRlich, P.R.
1997 *A world of wounds: Ecologists and the human dilemma*. Ecology Institute, Oldendorf, Luhe, Germany.
- ENVIRONMENT CANADA.
2000 The Herptox Page. The effects of environmental contaminants on reptiles and amphibians. Web page: <http://www.on.ec.gc.ca/herptox/intro.html>. Environment Canada.
- ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 160.
1994 *Ultraviolet radiation*. World Health Organization, Ginebra. 352 pp.
- FLEMING, W.J., DE CHACIN, H., PATTEE, O.H. & LAMONT, T.G.
1982 Parathion accumulation in cricket frogs and its effect on American kestrels. *J. Toxicol. Environ. Health*, 10: 921-927.
- FREDA, J.
1986 The influence of acidic pond water on amphibians: a review. *Water Air Soil Pollut.*, 30: 439-450.
- FREDA, J.
1991 The effects of aluminum and other metals on amphibians. *Environ. Pollut.*, 71: 305-328.
- FRISBIE, M.P. & WYMAN, R.L.
1991 The effects of soil pH on Sodium Balance in the Red-backed salamander, *Plethodon cinereus*, and three other terrestrial salamanders. *Physiol. Zool.*, 64: 1050-1068.
- GREEN, D. M.
1997 Perspectives on amphibian population declines: defining the problem and searching for answers, pp: 291-308, in: GREEN, D.M. (ed.), *Amphibians in decline: canadian studies of a global problem*. *Herpetological Conservation*, 1.
- HÄDER, D.P.
1997 *The effect of ozone depletion on aquatic ecosystems*. Academic Press, London. 275 pp.
- HALL, R.J.
1990 Accumulation, metabolism and toxicity of parathion in tadpoles. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 44: 629-635.
- HALL, R.J. & HENRY, P.F.P.
1992 Assessing the effects of pesticides on amphibians and reptiles: status and needs. *Herpetol. J.*, 2: 65-71.
- HALL, R.J. & KOLBE, E.
1980 Bioconcentration of organophosphorus pesticides to hazardous levels by amphibians. *J. Toxicol. Environ. Health*, 6: 853-860.
- HATCH, A.C. & BLAUSTEIN, A.R.
2000 Combined effects of UV-B, nitrate, and low pH reduce the survival and activity level of larval Cascades frogs (*Rana cascadae*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39: 494-499.
- HATCH, A.C. & BURTON, G.A. Jr.
1998 Effects of photoinduced toxicity of fluoranthene on amphibian embryos and larvae. *Environ. Toxicol. & Chem.*, 17: 1777-1785.
- HAYES, M.P. & JENNINGS, M.R.
1986 Decline of ranid frog species in western North America: are bullfrogs (*Rana catesbeiana*) responsible? *J. Herpetol.*, 20: 490-509.
- HAYES, T.B.
2001 Endocrine disruption in amphibians, pp. 573-594, in: SPARLING, D.W., LINDER, G. & BISHOP, C.A. (eds.), *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. SETAC Press, Pensacola, FL.
- HAYS, J.B., A.R. BLAUSTEIN, J.M. KIESECKER, P.D.
HOFFMAN, I. PANDELOVA, D. COYLE & P.D. RICHARDSON.
1996 Developmental responses of amphibians to solar and artificial UVB sources: a comparative study. *Photochem. Photobiol.*, 64: 449-456.
- HECNAR, S.J.
1995 Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14: 2131-2137.

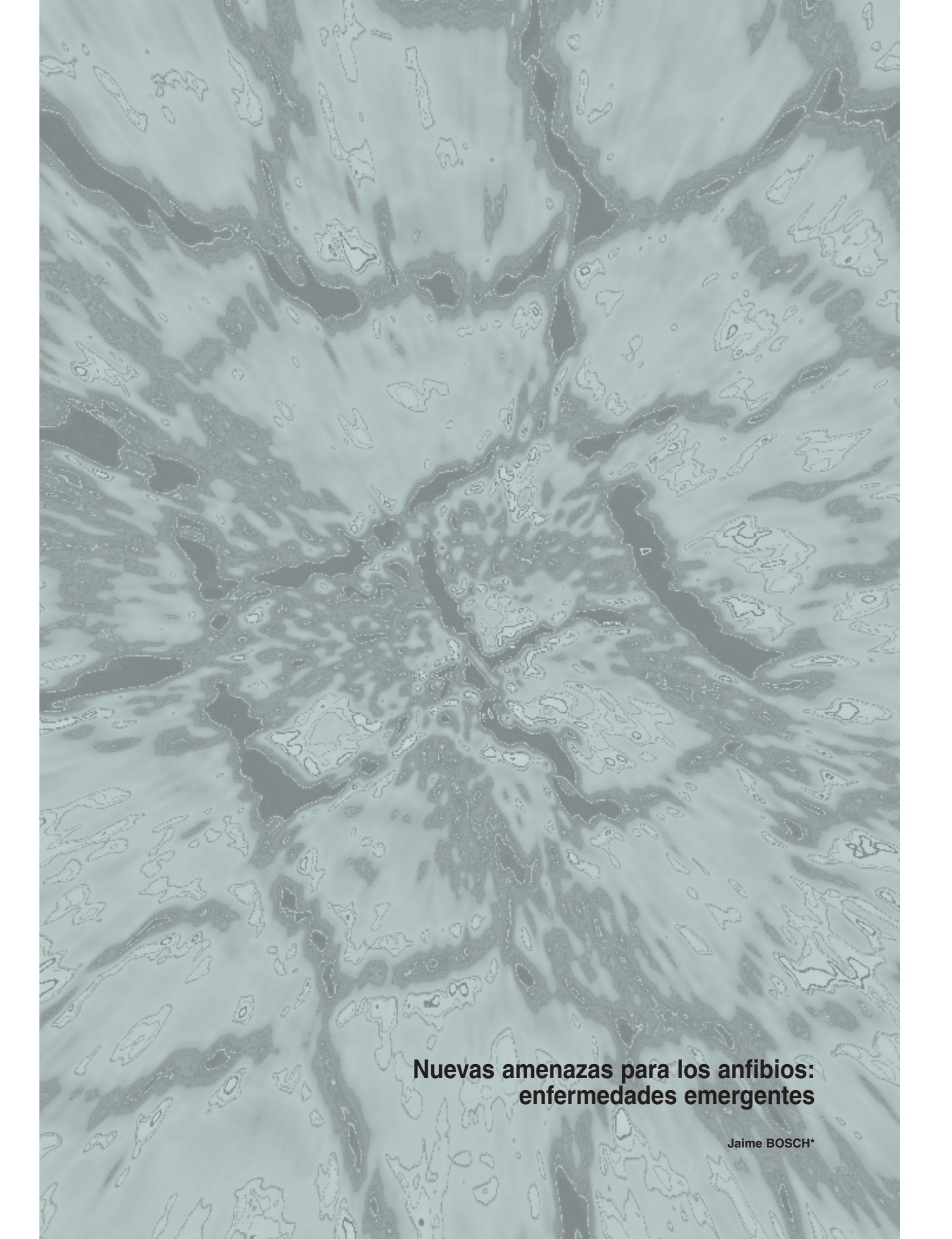
- HORNE, M.T. & DUNSON, W.A.
1995 Effects of low pH, metals, and water hardness on larval amphibians. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 29: 500-505.
- HOULAHAN, J.E., FINDLAY, C.S., SCHMIDT, B.R., MEYER, A.H. & KUZMIN, S.L.
2000 Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- KIESECKER, J. M. & A.R. BLAUSTEIN.
1995 Synergism between UV-B radiation and a pathogen magnifies amphibian embryo mortality in nature. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 92, 11049-11052.
- KIESECKER, J.M. & BLAUSTEIN, A.R.
1997 Population differences in responses of red-legged frogs (*Rana aurora*) to introduced bullfrogs. *Ecology*, 78: 1752-1760.
- KIESECKER, J.M., BLAUSTEIN, A.R. & BELDEN, L.K.
2001 Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, 410: 681-684.
- KNAPP, R.A. & MATTHEWS, K.R.
2000 Non-native fish introductions and the decline of the Mountain Yellow-legged Frog from within protected areas. *Conserv. Biol.*, 14: 428-438.
- KNUTSON, M.G., SAUER, J.R., OLDESN, D.A., MOSSMAN, M.J., HEMESATH, L.M. & LANNOO, M.J.
1999 Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conserv. Biol.*, 13: 1437-1446.
- KOLOZSVARY, M.B. & SWIHART, R.K.
1999 Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. *Can. J. Zool.*, 77: 1288-1299.
- LEFCORT, H., HANCOCK, K.A., MAUR, K.M. & ROSTAL, D.C.
1997 The effects of used motor oil, silt, and the water mold *Saprolegnia parasitica* on the growth and survival of mole salamanders (genus *Ambystoma*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 32: 383-388.
- LEFCORT, H., MEGUIRE, R.A., WILSON, L.H. & ETTINGER, W.F.
1998 Heavy metals alter the survival, growth, metamorphosis, and antipredatory behavior of columbia spotted frog (*Rana luteiventris*) tadpoles. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 35: 447-456.
- LINDER, G. & GRILLITSCH, B.
2001 Ecotoxicology of metals, pp. 325-408, in: SPARLING, D.W., LINDER, G. & BISHOP, C.A. (eds.), *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. SETAC Press, Pensacola, FL.
- LIPS, K.R.
1999 Mass mortality and population declines of anurans at an upland site in Western Panama. *Conserv. Biol.*, 13: 117-125.
- LIZANA, M., & PEDRAZA, E.M.
1998 The effects of UV-B radiation on toad mortality in mountainous areas of Central Spain. *Conserv. Biol.*, 12: 703-707.
- LONG, L.E., L.S. SAYLOR, & M.E. SOULE.
1995 A pH/UV-B synergism in amphibians. *Conserv. Biol.*, 9: 1301-1303.
- MANN, R.M. & BIDWELL, J.R. 1
1999 The Toxicity of Glyphosate and Several Glyphosate Formulations to Four Species of Southwestern Australian Frogs. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 36: 193-199.
- MARCO, A. & BLAUSTEIN, A.R.
1998 Egg gelatinous matrix protects *Ambystoma gracile* embryos from prolonged exposure to air. *Herpetol. J.*, 8: 207-211.
- MARCO, A. & BLAUSTEIN, A.R.
1999 The effects of nitrite on behavior and metamorphosis in Cascades frogs (*Rana cascadae*). *Environ. Toxicol. Chem.*, 18: 946-949.
- MARCO, A., & A.R. BLAUSTEIN.
2000 Symbiosis with green algae affects survival and growth of *Ambystoma gracile* embryos. *J. Herpetol.*, 34: 617-621.
- MARCO, A., CASH, D., BELDEN, L. & BLAUSTEIN, A.R.
2001 Sensitivity to urea fertilization in three amphibian species. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40: 406-409.
- MARCO, A., M. LIZANA, A. ALVAREZ & A.R. BLAUSTEIN.
2001 Egg-wrapping behaviour protects newt embryos from UV radiation. *Anim. Behav.*, 61: 639-644.
- MARCO, A., QUILCHANO, C. & BLAUSTEIN, A.R.
1999 Sensitivity to nitrate and nitrite in some pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18 (12): 2836-2839.

- MCCOY, E.D.
1994 Amphibian decline: a scientific dilemma in more ways than one. *Herpetologica*, 50: 98-103.
- MORRIS, D.P.; N. ZAGARASE, C.E. WILLIAMNSON, E.G. BALSEIRO, B.R. HARGREAVES, B. MODENUTTI, R. MOELLER & C. QUEIMALINOS.
1995 The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnol. Oceanogr.*, 40: 1381-1391.
- NAGL, A.M. & R. HOFER.
1997 Effect of ultraviolet radiation on early larval stages of the Alpine newt, *Triturus alpestris*, under natural and laboratory conditions. *Oecologia*, 110: 514-519.
- NEBEKER, A.V., SCHUYTEMA, G.S. & OTT, S.L.
1995 Effects of cadmium on growth and bioaccumulation in the northwestern salamander *Ambystoma gracile*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 29: 492-499.
- NILSSON, A.
1996 *Ultraviolet Reflections. Life under a thinning Ozone layer*. John Wiley & Sons, New York. 152 pp.
- O.E.C.D.
1986 *Water pollution by fertilizers and pesticides*. Organization for Economic Co-operation and Development (OECD). Paris.
- OLDHAM, R.S., LATHAN, D.M., HILTON-BROWN, D., TOWNS, M., COOKE, A.S. & BURN, A.
1997 The effect of ammonium nitrate fertilizer on frog (*Rana temporaria*) survival. *Agric. Ecosyst. Env.*, 61: 69-74.
- ORCE, V.L. & E.W. HELBLING.
1997 Latitudinal PAR measurements in Argentina: extent of the "ozone hole". *Global and Planetary Change*, 15: 113-121.
- OUELLET, M.
2001 Amphibian deformities: current state of knowledge, pp. 617-646, in: SPARLING, D.W., LINDER, G. & BISHOP, C.A. (eds.), *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. SETAC Press, Pensacola, FL.
- OVASKA, K., T.M. DAVIS, & I.N. FLAMARIQUE.
1997 Hatching success and larval survival of the frogs *Hyla regilla* and *Rana aurora* under ambient and artificially enhanced solar ultraviolet radiation. *Can. J. Zool.*, 75: 1081-1088.
- PECHMANN, J.H.K. & WILBUR, H.M.
1994 Putting declining amphibian populations in perspective: natural fluctuations and human impacts. *Herpetologica*, 50: 65-84.
- 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.
- PICKFORD, D.B. & MORRIS, I.D.
1999 Effects of Endocrine-disrupting Contaminants on Amphibian Oogenesis: Methoxychlor Inhibits Progesterone-induced Maturation of *Xenopus laevis* Oocytes in Vitro. *Environ. Health Persp.*, 107: 285-292.
- PIERCE, B.A.
1985 Acid tolerance in amphibians. *BioScience*, 35: 239-243.
- POUNDS, J.A. & CRUMP, M.L.
1994 Amphibian declines and climate disturbances: the case of the golden toad and the Harlequin frog. *Conserv. Biol.*, 8: 75-82.
- REASER, J.K.
1996 The elucidation of amphibian declines: are amphibian populations disappearing? *Amphib. Rept. Conserv.*, 1: 4-9.
- ROWE, C.L. & FREDA, J.
2001 Effects of acidification on amphibians at multiple levels of biological organization, pp. 545-571, in: SPARLING, D.W., LINDER, G. & BISHOP, C.A. (eds.), *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. SETAC Press, Pensacola, FL.
- ROZEMA, J., W.W.C. GIESKES, S.C. VAN DE GEJIN, C. NOLAN & H. DE BOOIS.
1997 *UV-B and Biosphere. Plant Ecology 128*. Kluwer Academic Publishers.
- SCHINDLER D.W.
1997 Widespread effects of climate warming on freshwater ecosystems in North America. *Hydrol. Process*, 11: 1043-1067.
- SCHUYTEMA, G.S. & NEBEKER, A.V.
1999 Comparative toxicity of ammonium and nitrate compounds to Pacific treefrog and African clawed frog tadpoles. *Envtl. Toxicol. Chem.*, 18: 2251-2257.

- SECKMEYER, G. & R.L. MCKENZIE.
1992 Increase ultraviolet radiation in New Zeland (45 oS) relative to Germany (48 oN). *Nature*, 359 .
- SPARLING, D.W., LINDER, G. & BISHOP, C.A.
2001 *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. SETAC Press, Pensacola, FL. 877 pp.
- STEBBINS, R.C. & N.W. COHEN.
1995 *A natural history of amphibians*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- TRAVIS, J.
1994 Calibrating our expectations in studying amphibian populations. *Herpetologica*, 50: 104-108.
- U.S. E.P.A.
1986 *Quality criteria for water*. EPA 440/5-86-001. United States Environmental Protection Agency (US EPA). Washington.
- WAKE, D.B.
1991 Declining amphibian populations. *Science*, 250: 860.
- WAKE, D.B.
1998 Action on amphibians. *Trends Ecol. Evol.*, 13: 379-380.
- WALDMAN, B. & RYAN, M.J.
1983 Thermal advantages of communal egg mass deposition in wood frogs (*Rana sylvatica*). *J. Herpetol.*, 17: 70-72.
- WARD, D. & SEXTON, O.J.
1981 Anti-predator role of salamander egg membranes. *Copeia*, 1981: 724-726.
- WEBB, A.R.
1998 *UVB Instrumentation and applications*. Physical Sciences, Gordon and Breach Publishers. 139 pp.
- WILSON, E.O.
1988 *Biodiversity*. Nat. Acad. Press. Washington, D.C.
- XENOPOULOS, M.A. & D.W. SCHINDLER.
2001 Physical factors determining ultraviolet radiation flux into ecosystems. In: Cockell C.S. & A.R. Blaustein (eds.) *Ecosystems, Evolution and Ultraviolet Radiation*. Springer Verlag, New York. pp. 36-62.

Foto: Xabier Rubio





**Nuevas amenazas para los anfibios:
enfermedades emergentes**

Jaime BOSCH*

Nuevas amenazas para los anfibios: enfermedades emergentes

GAKO-HITZAK: Anfibioen gainbehera, gaixotasunak azalaramenduan, quitridiomikosia.

KEY-WORDS: Amphibian decline, emergent diseases, chytridiomycosis.

PALABRAS-CLAVE: Declive anfibios, enfermedades emergentes, quitridiomycosis.

Jaime BOSCH*

LABURPENA

Dagoeneko, mundu osoan orohar anfibioak gainbehera doazela inork ez du zalantzan jartzen. Nahiz eta beherakada horren arrazoi ohi-koenak, ezbairik gabe, beren habitataren eraldaketa eta suntsipena izan, azken urteotan anfibioen iraungipen zein gaibehera kasu enigmatikoenetan azalerazen ari diren gaixotasunen garrantzia baieztatu da. Anfibioenak beraienak diren birus berriak eta, batez ere, quitridio onddo espezie berri bat mehatzurik larrienak bihurtu dira mundu osoko anfibio espezie askorentzat. Espainian, azken urteotan, Europako lehen quitridiomikosi kasua gertatu da eta oraindik arazo horren benetako helmena ezezaguna da. Zoritxarrez, arazoari aurre egiteko neurri eskasak daude, konpobide bakarra gaixotasunaren sakabanaketa ekiditea izanik.

SUMMARY

Nowadays, the global amphibian decline is beyond doubt. The most common causes of this decline are, clearly, the habitat alteration and destruction. However, in the last years, the significance of emergent diseases has become evident for the most puzzling cases of amphibian decline and extinction. New amphibian-specific viruses and, above all, a new species of chytrid fungus, are now the most serious threats for many amphibian species around the world. In the last years, the first European case of chytridiomycosis has appeared in Spain, and the real scope of this problem is still unknown. Unfortunately, there are few measures for dealing with this problem, and the only solution is, by now, avoiding their dispersal.

RESUMEN

Nadie duda ya a estas alturas de que los anfibios se encuentran en declive generalizado en todo el mundo. Aunque las causas más frecuentes de este declive son sin duda la alteración y destrucción de su hábitat, en los últimos años se ha podido comprobar la gran importancia de las enfermedades emergentes en los casos más enigmáticos de declives y extinciones de anfibios. Nuevos virus específicos de los anfibios y, sobre todo, una nueva especie de hongo quitridio se han convertido en las amenazas más serias para muchas especies de anfibios en todo el mundo. En España, se ha producido en los últimos años el primer caso de quitridiomycosis de Europa, y el alcance real de este problema es aún desconocido. Desgraciadamente, existen pocas medidas posibles para combatir el problema, siendo la única solución evitar su dispersión.

*Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC
José Gutiérrez Abascal 2. 28006 Madrid

INTRODUCCIÓN

El papel de los anfibios como especies bioindicadoras, especies cuyo estado de sus poblaciones puede indicar el estado de conservación del medio donde viven con bastante precisión, ha sido señalado desde hace años (BLAUSTEIN, 1994; BLAUSTEIN & WAKE, 1995). Las causas de este importante papel de los anfibios responden a algunas de sus peculiaridades biológicas más conocidas. Así, los anfibios presentan una extraordinaria dependencia con el medio donde viven, motivada por su relativa escasa movilidad. Por un lado, su doble ciclo vital, acuático y terrestre, les hace vulnerables a alteraciones producidas en ambos medios. Además, los anfibios ocupan posiciones diversas en la cadena trófica (TOFT, 1980; BLAUSTEIN *et al.*, 1994a), desde detritívoros hasta predadores, y aunque con un número de especies relativamente bajo, en muchas ocasiones representan una proporción muy importante de biomasa (BURTON & LIKENS, 1975; BEEBE, 1996). Por otro lado, la característica más importante de los anfibios que les confiere su capacidad como bioindicadores es su extraordinaria piel desnuda, muy permeable a contaminantes disueltos en el agua, la lluvia ácida o las radiaciones.

Por desgracia, el que los anfibios sean excelentes especies bioindicadoras implica que sus poblaciones pueden sufrir graves deterioros si se producen problemas ambientales, aunque estos sean poco importantes.

Los episodios de declive de poblaciones de anfibios motivados por causas evidentes, como la contaminación o destrucción del hábitat, son frecuentes desde hace muchos años. Sin embargo, mucho más reciente y preocupante es el declive de poblaciones sin causas aparentes o, mejor dicho, sin causas explicadas (WALDMAN & TOCHER, 1998; ALFORD & RICHARDS, 1997). La voz de alarma saltó en la década de los 80 cuando se constataron los primeros casos de declive de poblaciones de anfibios en áreas bien conservadas tales como espacios protegidos. Los dos casos más conocidos a nivel mundial fueron sin duda el caso del sapo dorado de Costa Rica (*Bufo periglenes*, CRUMP *et al.*, 1992) y la rana incubadora gástrica australiana (*Rheobatrachus silus*, POUNDS *et al.*, 1997). En ambos casos se trataba de especies con distribuciones muy restringidas, y cuya extinción total se produjo rápidamente sin que se llegase a entender cual había sido el motivo de su desaparición cuando sus hábitats permanecían intactos. A partir de esos dos casos, la lista de poblaciones extinguidas en todo el mundo

fue incrementándose de forma alarmante, siendo especialmente preocupante en las zonas tropicales de Centroamérica (YOUNG *et al.*, 2001) y Australia (LAURANCE *et al.*, 1996).

Sin embargo, todavía en los años 90 muchos investigadores se mostraban escépticos a admitir la naturaleza global del declive de los anfibios. Sus argumentos eran claros, no existían datos a gran escala que permitiesen asegurar con rigor científico que el declive de los anfibios era algo más que una lista, más o menos larga, de extinciones puntuales. En efecto, por curioso que pueda parecer, los anfibios son un grupo animal tradicionalmente poco estudiado comparado con otros vertebrados. Así, mientras que por ejemplo para las aves poseemos datos demográficos de poblaciones en todo el mundo desde hace muchas décadas, los datos de poblaciones de anfibios son relativamente escasos. Además del poco interés que despertaron los anfibios a los investigadores años atrás, existen razones importantes que explican la escasez de datos disponibles sobre demografía de anfibios (ver p.e. STORFER, 2003). Los anfibios son, muchas veces, especies fundamentalmente nocturnas y crípticas, por lo que son difíciles de localizar en su medio. Además, y más importante, las poblaciones de anfibios se encuentran sujetas a fuertes fluctuaciones de sus efectivos poblacionales, lo que hace muy complicado estimar su tendencia real, siendo necesario disponer de series temporales muy largas y por tanto muy costosas de obtener. Por otro lado, muchas veces el tamaño poblacional de los anfibios viene determinado fundamentalmente por el número de efectivos que son reclutados cada año después de completarse el periodo reproductivo, por lo que las condiciones ambientales (principalmente la disponibilidad de agua) influyen en gran medida en el tamaño poblacional. Además, muchas poblaciones se encuentran constituidas por metapoblaciones (ALFORD & RICHARDS, 1999): pequeños grupos de individuos con flujo genético con otros grupos y que están sometidos a frecuentes episodios de extinción natural y nueva aparición por colonización de individuos de metapoblaciones próximas. Esta estructura poblacional hace necesario conocer en profundidad todo el sistema para poder estimar con precisión el tamaño poblacional.

Sin embargo, este panorama de escepticismo sobre el declive global de los anfibios cambió cuando Houlahan *et al.* (2000) realizaron un nuevo análisis de las tendencias poblacionales de cientos de poblaciones de anfibios de todo el mundo

y con series temporales mas o menos largas de hasta 30 años. Las conclusiones de este trabajo eran claras: los anfibios están desapareciendo en todo el mundo y, sorprendentemente, el declive se está produciendo desde épocas mucho más antiguas de lo que imaginábamos (desde la década de los 50).

CAUSAS DEL DECLIVE DE LOS ANFIBIOS

Una vez que admitimos que el declive de los anfibios es un fenómeno global, es decir, que afecta a multitud de especies en todo el mundo, es necesario intentar explicar sus causas.

Las causas del declive global de los anfibios pueden dividirse en dos grandes grupos atendiendo a la naturaleza de los agentes implicados. Agentes abióticos tales como el calentamiento global de la Tierra, la lluvia ácida, el incremento de radiación ultravioleta o la contaminación, provocan sin duda el declive de poblaciones en todo el mundo.

Sin embargo, algunos declives de poblaciones de anfibios son motivados por agentes de naturaleza muy diferentes: los agentes bióticos. En muchas zonas las especies introducidas, fundamentalmente peces y cangrejos (p.e. FISHER & SHAFFER, 1996; BRADFORD, 1989; GAMRADT & KATS, 1996; GILLESPIE & HERO, 1999), pero también incluso otras especies de anfibios alóctonos como la rana toro americana (*Rana catesbeiana*; p.e. FISHER & SHAFER, 1996; HECNAR & M'CLOSKEY, 1997; LANNOO *et al.*, 1994) o el sapo de la caña (*Bufo marinus*) introducido en Queensland (Australia) en 1935, depredan sobre larvas y adultos provocando extinciones poblacionales de especies autóctonas de anfibios.

Por otra parte, nuevas amenazas relacionadas con agentes bióticos han aparecido en los últimos años. En Estados Unidos por ejemplo aparecieron recientemente malformaciones espectaculares en anfibios, con una frecuencia anormalmente alta (muy superiores al 5%, el nivel máximo considerado normal; p.e. READ & TYLER, 1990, 1994). Estas malformaciones incluían infecciones en la piel, patas o dedos supernumerarios y ausencias o malformaciones de las patas traseras. Afectaron a más de 60 especies (SESSIONS & RUTH, 1990; BLAUSTEIN & JONSON, 2003), y crearon gran alarma social al ser relacionados con posibles alteraciones del medio, tales como un incremento de los niveles de radiación, que pudiesen afectar también a la población humana. En un principio se apuntaron como causas posibles de este fenómeno

no el uso desmesurado de insecticidas o fertilizantes (p.e. FORT *et al.*, 1999), u otros agentes químicos como el ácido retinoico (p.e. DEGITZ *et al.*, 2000). Sin embargo, también se ha podido comprobar que diversos trematodos (más de 40 especies de más de 30 géneros y 2 familias) parasitan a los anfibios y utilizan sus larvas como hospedadores intermediarios. De todos ellos, *Ribeiroia ondatrae* ha sido claramente asociado con la aparición de malformaciones en anfibios (JONSON *et al.*, 2002). Parece ser que los quistes internos que provocan los parásitos alteran la posición de grupos de células responsables del crecimiento y liberan además sustancias químicas que provocan un crecimiento anormal. Sin embargo, la razón última de por qué la patogénesis de estos trematodos en los anfibios se ha alterado recientemente ha sido atribuida a causas tales como la eutrofización del agua, la sustitución de masas de agua naturales por presas artificiales, o la introducción de especies alóctonas. Recientemente un estudio de campo y laboratorio ha demostrado que existe un efecto sinérgico entre concentraciones elevadas de productos químicos usados en agricultura y las malformaciones producidas por los trematodos (KIESECKER, 2002): los pesticidas provocarían una depresión inmunológica en los anfibios que serían entonces más susceptibles a los trematodos parásitos, produciéndose las llamativas malformaciones.

Además, algunos géneros de nemátodos como *Rhabdias* y *Myxozoan* se encuentran de forma inocua en los pulmones de muchos anfibios, mientras que en grandes cantidades resultan letales (WILLIAMS, 1960), invadiendo la piel, ojos y cavidades del cuerpo.

Sin embargo, los agentes bióticos más nocivos para los anfibios son, sin duda, las bacterias, los virus y los hongos. Ya desde los años 40 hubo constancia de episodios de mortalidad de anfibios relacionados con bacterias (p.e. DUSI, 1949), siendo apuntadas como posibles causantes de enfermedades de anfibios (REICHENBACH-KLINKE & ELKAN, 1965; SHOTTS, 1984). Así, la bacteria *Aeromonas hydrophila*, que se encuentra frecuentemente en el suelo y en el agua y que es considerada parte de la flora natural de los anfibios, era hace años la responsable de la "única" enfermedad de los anfibios en condiciones naturales. La enfermedad era conocida como "red leg" ("pata roja"), y se explicaba como una explosión anormal de los efectivos de esta bacteria por causas desconocidas que provocaba la aparición de



Figura 1. Zona del Ibón de Piedrafita en Huesca, un lago de montaña donde ocurrió el único caso descrito en España de mortalidad en masa de una especie de anfibio relacionado con la enfermedad conocida como "pata roja".

síntomas claros y que motivaba frecuentemente la muerte de los animales. Los individuos afectados, larvas y adultos, presentaban graves hemorragias internas fundamentalmente en los miembros, acompañadas frecuentemente de llamativas inflamaciones. Los casos de "pata roja" aparecieron fundamentalmente en Estados Unidos y Reino Unido y, aunque en general no estaban acompañados de declives poblacionales documentados, provocaron fuertes episodios de mor-

talidad en masa (p.e. NYMAN, 1986, ver sin embargo BRADFORD, 1991). En España, hemos podido constatar un caso de "pata roja" que afectó a una población de del sapo partero común (*Alytes obstetricans*) en el pirineo oscense (MÁRQUEZ *et al.*, 1995; figura 1). En esa ocasión, se produjo una mortalidad en masa, fundamentalmente de larvas, en dos años no consecutivos en el mismo lago de montaña. Como en muchos casos de "pata roja", los análisis de la sangre de los individuos afectados revelaron sin lugar a dudas concentraciones anormales de *A. hydrophila*, presentando estos los síntomas característicos de la enfermedad (figura 2). Como en muchos episodios de "pata roja" la causa última del fenómeno permanece sin explicar, no encontrándose tampoco en este caso problemas de estrés ambiental (como temperaturas extremas o contaminación) que han sido apuntados por otros autores para explicar la incidencia de las bacterias (NYMAN, 1986; CAREY, 1993). De hecho, actualmente muchos patólogos creen que la bacteria *A. hydrophila* se comporta en realidad como un patógeno oportunista que se instala en individuos ya debilitados por otros agentes bióticos mucho mas problemáticos para los anfibios como son, por ejemplo, los virus (p.e. CUNNINGHAM *et al.*, 1996).



Figura 2. Ejemplares de sapo partero común (*Alytes obstetricans*) encontrados muertos en la orilla del Ibón de Piedrafita presentando los típicos síntomas de "pata roja".

Además de esta bacteria, un patógeno de peces distribuido globalmente, el hongo *Saprolegnia ferax*, es conocido desde hace tiempo por provocar mortalidades masivas de huevos de anfibios. Muchas especies de peces que se encuentran introducidos en muchos lugares de todo el mundo son portadores habituales de este hongo, y su papel en la transmisión de este patógeno a los anfibios ha sido demostrado (KIESECKER *et al.* 2001). Sin embargo, este hongo ha sido responsabilizado sólo de forma puntual en el declive de algunas poblaciones de anfibios (BLAUSTEIN *et al.*, 1994b; KIESECKER & BLAUSTEIN, 1997). Las especies de anfibios que presentan puestas comunales serían más susceptibles de sufrir mortalidad por *S. ferax* que las especies que depositan sus puestas de forma aislada (KIESECKER & BLAUSTEIN, 1997). Además, se ha demostrado que *S. ferax* puede actuar de forma sinérgica con cambios ambientales (KIESECKER *et al.*, 2001): el aumento de los períodos secos provoca la disminución del nivel de agua de las charcas, haciendo que las puestas sufran altas exposiciones a la radiación ultravioleta que favorecen las infecciones fúngicas.

ENFERMEDADES EMERGENTES: VIRUS Y HONGOS

Aunque los anfibios presentan un alto potencial para sufrir el ataque de diversos patógenos, hasta hace poco tiempo estos no habían sido estudiados en profundidad (BLAUSTEIN *et al.*, 1994b), considerándose los episodios de mortalidad en masa de anfibios como meras anécdotas puntuales. Sin embargo, la biología de los anfibios les hace muy susceptibles a sufrir enfermedades producidas por patógenos, ya que muchos de sus hábitos de vida facilitan en gran medida la transmisión de enfermedades infecciosas. Así, por ejemplo, muchos individuos de una o varias especies de anfibios se reúnen frecuentemente en gran número durante la estación reproductiva en los sitios apropiados de puesta. Otras especies forman masas comunales de huevos, y frecuentemente sus larvas se concentran en grandes cantidades en el medio acuático.

De esta forma, cuando expertos patólogos prestaron atención a los primeros casos de declive de anfibios en áreas bien conservadas se dieron cuenta de que dichos declives sólo podían explicarse desde la perspectiva de una enfermedad infecciosa (LAURANCE *et al.*, 1996). Así, cuando no se conocía aún la causa del declive generalizado de anfibios, el caso de la zona tropi-

cal australiana fue atribuido a un supuesto virus. Sólo un organismo infeccioso específico como un virus podía explicar el patrón de dispersión del problema, con un frente claro que avanzaba rápidamente del sur al norte del país.

Surgió así la aplicación del término enfermedad emergente en el enigmático caso del declive global de los anfibios. Por enfermedad emergente se entiende una enfermedad infecciosa de reciente aparición o cuya incidencia o rango geográfico aumenta drásticamente. En los anfibios las enfermedades emergentes son producidas por virus y hongos específicos que comentaremos a continuación.

Iridovirus

Los virus que afectan a los anfibios se conocen relativamente bien desde hace muy poco (SPEARE & SMITH, 1992) y, aunque aún no se ha podido demostrar estrictamente su relación con el declive generalizado de anfibios, si está demostrado que pueden producir mortalidades en masa muy importantes. Los iridovirus son virus con una cápsula en forma de icosaedro y un genoma de doble cadena capaz de codificar unas 100 proteínas (WILLIAMS, 1996).

Estos virus infectan de forma natural a invertebrados y vertebrados de sangre fría (peces, anfibios y reptiles). De todos los iridovirus sólo dos géneros afectan a vertebrados: *Lymphocystivirus* y *Ranavirus*. El primero está restringido a peces de agua dulce y salada, mientras que el segundo además de infectar anfibios puede afectar a peces y reptiles (GOORHA, 1995). Esta baja especificidad hace que los ranavirus sean muy difíciles de controlar, convirtiéndose muchas especies de peces en reservorios de la enfermedad o en hospedadores donde se amplifican con facilidad (MOODY & OWENS, 1994; MAO *et al.*, 1999).

Los casos de mortalidades en masa de anfibios atribuidos a estos virus se conocen desde 1965 en Estados Unidos, y la lista de países afectados crece constantemente: Croacia, Reino Unido, Canadá, Venezuela, China, Portugal, etc (p.e. CLARK *et al.*, 1968; WOLF *et al.*, 1968; HENGSTBERGER *et al.*, 1993; DRURY *et al.*, 1995; JANCOVICH *et al.*, 1997; ZUPANOVIC *et al.*, 1998a; BOLLINGER *et al.*, 1999; ZHANG *et al.*, 1999; SOARES *et al.*, 2003).

Todavía no se conocen los factores ambientales que motivan el desarrollo de los iridovirus, pero sí se sabe que son extraordinariamente resistentes, sobreviviendo en la zona afectada incluso sin

la presencia del hospedador (aunque sin multiplicarse) y en condiciones adversas (por ejemplo, pueden sobrevivir más de 90 días en agua destilada, más de 100 días en superficies secas, o más de 1000 días a temperaturas de hasta -70°C ; p.e. LANGDON, 1989). Son, por desgracia, además altamente infecciosos, con una tasa de muerte del 100% (a los 4-17 días), afectando a larvas, individuos metamórficos y adultos (CLARK *et al.*, 1968; WOLF *et al.*, 1968; HYATT *et al.*, 1998).

La sintomatología de las enfermedades de los anfibios provocadas por iridovirus es complicada. Muchas veces los individuos infectados mueren sin síntomas externos evidentes que indiquen la naturaleza del problema, aunque a veces se presentan hemorragias locales y úlceras en la piel. Sin embargo, los individuos afectados presentan en general agudas necrosis en órganos internos (HYATT *et al.* 1998).

Como ya dijimos, en los casos de infección con iridovirus se producen frecuentemente además infecciones bacterianas secundarias, lo que complica la diagnosis de la enfermedad. Por ejemplo Cunningham *et al.* (1996) describen, en un caso de infección en *Rana temporaria*, individuos afectados con hemorragias en la musculatura esquelética y tractos digestivo y reproductor, junto con otros individuos afectados que presentaban úlceras en la piel y necrosis en las patas pero sin hemorragias musculares. Jancovich *et al.* (1997) describen, en individuos afectados de *Ambystoma tigrinum*, infecciones bacterianas secundarias que provocaban una rápida hiperplasia y hemorragias en la piel y en las vísceras.

Los métodos de dispersión de los iridovirus son diversos. Los propios individuos afectados llevan la enfermedad a zonas próximas con sus desplazamientos. Además, especies peste como *B. marinus*, introducido en muchas partes del mundo, se muestran poco vulnerables a la acción de estos virus y sin embargo son habituales vectores de transmisión que extienden la enfermedad (ZUPANOVIC *et al.*, 1998b).

Además, como ya señalamos, los peces infectados resultan eficaces agentes dispersantes y constituyen reservorios difíciles de controlar. Las aves también pueden llevar los virus en las patas o en el pico, y transmitir el patógeno al regurgitar comida infectada (WHITTINGTON *et al.*, 1996). Y por supuesto el hombre, con las translocaciones de puestas, larvas o adultos infectados, o mediante las redes y botas de los pescadores, puede extender la enfermedad (WHITTINGTON *et al.*, 1996).

Las epidemias de iridovirus se han producido frecuentemente en áreas degradadas, como por ejemplo charcas artificiales para el ganado en un medio muy alterado y con poca cobertura vegetal donde se concentran grandes poblaciones de anfibios (CUNNINGHAM *et al.*, 1995; WHITTINGTON & HYATT, 1997). Esto indica que, probablemente, los iridovirus están afectando a poblaciones de anfibios ya inmunodeprimidas por algún tipo de estrés ambiental. Como suele ser frecuente en otros casos de enfermedades infecciosas, las especies de anfibios con tamaños de puesta reducidos serían las más susceptibles de sufrir declives por esta causa.

Quitridios

Los quitridios son un grupo grande y muy diverso de hongos. Se conocían desde muy antiguo, pero siempre como parásitos de plantas, algas, protistas e invertebrados, y sólo recientemente han adquirido una importancia clave en el problema del declive de los anfibios.

Son cosmopolitas y ubicuos, encontrándose desde en los desiertos hasta en las selvas tropicales, aunque la mayoría prefiere hábitats acuáticos. Prefieren zonas altas y son muy sensibles a la contaminación, por lo que muchas veces han sido utilizados como especies bioindicadoras de la calidad del agua. Pueden ser coloniales o vivir aislados, y se alimentan degradando quitina, celulosa y queratina (p.e. POWELL, 1993). Como característica importante de su biología presentan esporangios sin opérculos y zoosporas con flagelos móviles.

La conexión de los quitridios con los anfibios surgió inesperadamente en 1998 a partir de individuos moribundos y muertos procedentes de Australia y Panamá (BERGER *et al.*, 1998), donde se habían venido registrando declives de poblaciones de anfibios muy bien documentadas. Estos ejemplares presentaban gran cantidad de esporangios de hongos quitridios en las capas superficiales de la piel. Se describió así una nueva especie de hongo quitridio, *Batrachochytrium dendrobatidis*, pasando a ser el primer caso de infección de hongos quitridios en los vertebrados. Curiosamente no existen diferencias morfológicas estructurales ni en el genoma (la máxima divergencia encontrada es inferior al 5%) entre los quitridios encontrados en Panamá, Australia, y los procedentes de anfibios en cautividad (BERGER *et al.*, 1998; LONGCORE *et al.*, 1999; Morehouse *et al.*, 2003), sugiriendo que se trata de una única especie.

Las zoosporas, es decir esporas dotadas de flagelos, de estos hongos se producen en el agua y pueden vivir más de 24 horas, infectando larvas y adultos (L. BERGER, datos no publicados; JONSON & SPEARE, 2003). Emplean entre 4 y 5 días desde que las zoosporas se fijan en la piel de los anfibios hasta que se producen esporangios maduros (de unos 12-20 μm ; LONGCORE *et al.*, 1999). En los anfibios adultos *B. dendrobatidis* sólo invade las partes superficiales de la piel y nunca los órganos internos, pudiendo desarrollarse de forma aislada o colonial (LONGCORE *et al.*, 1999). Los quitridios afectan fundamentalmente a los individuos ya metamorfoseados, pues precisan que la piel contenga queratina. Sin embargo, las larvas de los anfibios que entran en contacto con los quitridios quedan infectadas en la zona bucal, la única zona que presenta queratina en las primeras etapas de su ciclo vital. Aparentemente las larvas infectadas no sufren alteraciones graves, mostrando un comportamiento normal. Sin embargo, algunas larvas infectadas presentan asimetrías en la disposición de las filas de dientes, mientras que otras pierden todos los dientes, e incluso

el disco oral aparece inflamado y anormalmente enrojecido (FELLERS *et al.*, 2001). Después, cuando las larvas de los anfibios van desarrollándose la queratina se extiende por todo el cuerpo, y con ella los hongos. Como en todos los hongos quitridios, las zoosporas de *B. dendrobatidis* se producen en zoosporangios sin opérculo que desarrollan un tubo de descarga que rompe la pared del cuerpo para liberar las zoosporas (figura 3).

Aunque algunos quitridios presentan esporas de resistencia capaces de sobrevivir durante décadas en condiciones de sequedad, parece que *B. dendrobatidis* podría ser relativamente frágil a la ausencia total de agua, aunque es capaz de existir y proliferar como saprófitos en el medio (LONGCORE *et al.*, 1999, JOHNSON & SPEARE, 2003).

La infección de estos patógenos en los anfibios produce la hiperqueratinización del estrato córneo de la piel, que pasa de los 2-5 mm. habituales a 60. Sin embargo, los síntomas de los animales enfermos son muy variables entre individuos y entre especies. En general se produce inapetencia, decoloración de la piel, excesiva mucosidad, posturas anormales, ausencia de comportamiento de huida y comportamientos extraños (por ejemplo los animales permanecen al sol sin buscar refugio), y sólo en algunas ocasiones hay síntomas evidentes como úlceras y erosión en la piel (BERGER *et al.*, 1999; PESSIER *et al.*, 1999).

La enfermedad producida por este patógeno presenta resultados fatales en los anfibios. Infecciones experimentales demuestran que ranas expuestas a 10 zoosporas no mueren, mientras que individuos expuestos a sólo 100 zoosporas mueren en 35-47 días, e individuos expuestos a 1000 zoosporas mueren en 23-38 días (BERGER *et al.*, 1999).

Aún no sabemos por qué mueren los individuos afectados, aunque existen varias hipótesis al respecto (BERGER *et al.*, 1998; PESSIER *et al.*, 1999). En primer lugar, algunos patólogos creen que la hiperplasia de la piel que lleva consigo la infección impide la respiración cutánea (de gran importancia en los anfibios), por lo que el animal terminaría por morir asfixiado. Otros investigadores creen que los hongos liberan enzimas proteolíticas u otros componentes activos que resultarían tóxicos para los anfibios. Por otro lado, podría ser la combinación de ambas hipótesis la responsable de la muerte del individuo. Finalmente, y aunque menos admitida, algunos patólogos piensan que las perforaciones de la piel que provocan los tubos de descarga provocarían un desequilibrio

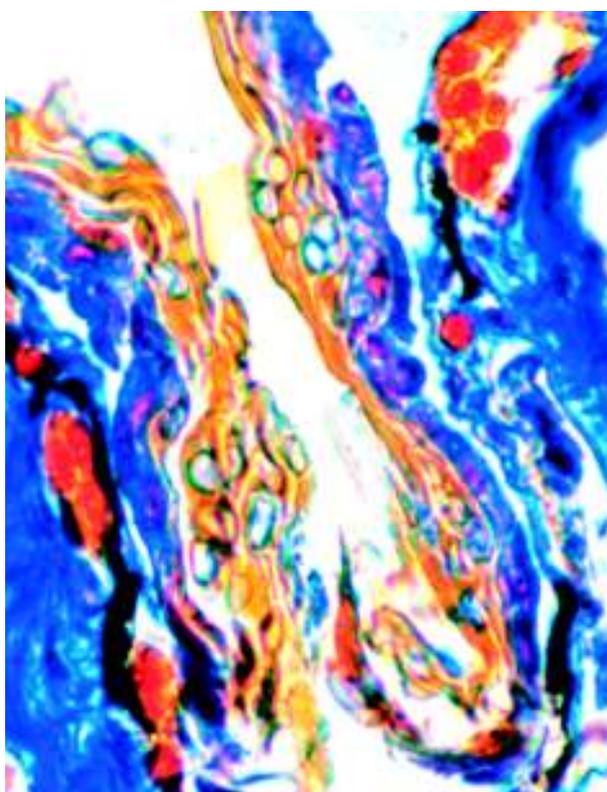


Figura 3. Corte histológico de la capa externa de la piel de un ejemplar de sapo partero común (*Alytes obstetricans*) encontrado muerto por quitridiomycosis en el Parque Natural de Peñalara. Los esporangios vacíos del hongo, de unos 12-20 μm , pueden verse como esferas de paredes refractivas ampliamente distribuidas por todo el corte.

entre el balance hídrico y osmótico de los individuos afectados.

Por otro lado, el declive de las poblaciones afectadas por quitridios en el medio natural presenta similitudes claras. La epidemia avanza rápidamente y con un frente claro (en Australia se han estimado tasas de dispersión de unos 100 Km al año), produciéndose un declive severo en pocos meses. Sorprendentemente, el declive no va asociado a cambios drásticos en el medio, que permanece intacto. Afecta sobre todo a zonas altas de montaña y frecuentemente en zonas protegidas y bien conservadas. Los adultos mueren, así como los individuos recién metamorfoseados, mientras que las larvas permanecen vivas, aunque como ya hemos dicho, ya están infectadas. Afecta selectivamente a algunas especies de anfibios, mientras que otras especies que comparten el hábitat con las afectadas permanecen totalmente sanas. Analizando las similitudes biológicas de las especies afectadas, parece ser que las especies más susceptibles serían aquéllas más ligadas al medio acuático, y sobre todo aquéllas que se reproducen en arroyos (WILLIAMS & HERO, 1998; LIPS *et al.*, 2003b). Además, un período larvario prolongado facilitaría el contacto con las zoosporas presentes en el agua, mientras que un tamaño de puesta reducido dificultaría la recuperación de la especie afectada provocando su declive. Por otro lado, casi todas las especies afectadas ocupan nichos muy específicos y presentan distribuciones reducidas. Los quitridios no se desarrollan a temperaturas superiores a unos 23°C (por lo tanto resultan inofensivos para otros vertebrados incluido el hombre), por lo que las poblaciones infectadas se localizan en zonas no demasiado calurosas (LAURANCE *et al.*, 1996). Aunque los individuos afectados mueren irremediablemente, el patógeno permanece viable en el medio probablemente en los arroyos. Sin embargo, los quitridios sólo pueden resistir como saprófitos en zonas frescas.

Los casos de quitridiomycosis en poblaciones naturales de anfibios son cada vez más numerosos. Actualmente se encuentra presente en multitud de países de todo el mundo, aunque fundamentalmente se concentra en Australia y Centroamérica (un listado completo de los casos conocidos por áreas geográficas puede consultarse en <http://www.jcu.edu.au/school/phtm/PHTM/frogs/chyglob.htm>). En Australia se presenta en mas de 46 especies, de las que 12 están en severo declive o se han extinguido ya (HERO & SHOO, 2003). Tres cuartas partes de las especies de anfibios de Panamá y Costa Rica están en decli-

ve, y en todos los casos los quitridios están presentes (p.e. LIPS, 1999; YOUNG *et al.*, 2001; LIPS *et al.*, 2003a, 2003b; RON *et al.*, 2003). En Estados Unidos los quitridios son responsables con seguridad del declive de, por ejemplo, *Bufo baxteri*, *B. canorus*, y *B. boreas* (MUTHS *et al.*, 2003), y recientemente se ha demostrado la conexión de los quitridios con el declive espectacular de *Rana muscosa* en California que permaneció inexplicado durante muchos años (FELLERS *et al.*, 2001). En Europa sólo existe un caso documentado de declive de anfibios por quitridiomycosis que ocurrió en la Sierra de Guadarrama (BOSCH *et al.*, 2001), aunque nuevos casos en el pirineo aragonés están siendo descritos actualmente (J. BOSCH & M. C. FISHER, datos no publicados).

Aunque como ya hemos dicho la enfermedad fue descrita en 1998, el análisis de individuos procedentes de colecciones científicas indica su existencia al menos desde los años 70 (p.e. GREEN & KAGARISE SHERMAN, 2001). Pero, ¿cuál es la causa de que en los últimos años se esté produciendo una incidencia tan notable de la enfermedad? La respuesta general es que se ha producido un cambio reciente en el balance entre el hospedador y el patógeno. Este cambio se ha podido producir por dos motivos. En primer lugar, el hongo ha podido ser introducido en las zonas afectadas donde antes no se encontraba presente. Alternativamente, puede ser que el hongo siempre haya estado presente en las zonas afectadas, y que en épocas recientes y motivado por ciertos factores ambientales, la virulencia del hongo haya aumentado, o bien que el sistema inmune de los anfibios se haya alterado. Sin embargo, no existen evidencias comprobadas que soporten esta última alternativa. Como ya hemos dicho, las epidemias no se asocian a cambios ambientales, y frecuentemente los declives se producen en zonas bien conservadas. Además, exhaustivos análisis han demostrado la ausencia de niveles nocivos de contaminantes en las zonas afectadas (p.e. STALLARD, 2001). Por otro lado, otros factores ambientales como el incremento de radiación ultravioleta, que presenta efectos letales comprobados en muchas especies de anfibios en todo el mundo (ver p.e. BLAUSTEIN *et al.* 2003), probablemente no sea determinante en este caso. Así, aunque existen multitud de estudios con conclusiones controvertidas, no se puede asegurar con rigor que en todas las zonas donde se han producido declives generalizados hayan padecido un incremento de radiación ultravioleta significativa (BERGER *et al.*,

1999; ver sin embargo MIDDLETON *et al.*, 2001). Además, muchas especies afectadas por la enfermedad viven en bosques profundos, son nocturnas, e incluso realizan la puesta bajo piedras, por lo que estas especies no estarían expuestas a radiaciones importantes. Al contrario, otras especies de las zonas afectadas, que por sus hábitos serían más susceptibles de padecer un incremento de la radiación, no se encuentran en declive (p.e. LIPS *et al.*, 2003b). Por otro lado, los individuos afectados por quitridiomycosis no parecen estar inmunodeprimidos, ya que no presentan problemas nutricionales y/o reproductivos ni otras infecciones oportunistas (BERGER *et al.* 1998, 1999). Sin embargo, otros factores ambientales relacionados con el cambio climático si podrían estar relacionados con la incidencia de la quitridiomycosis (BLAUSTEIN & KIESECKER, 2002) y, aunque no puedan establecerse relaciones claras (p.e. ALEXANDER & EISCHEID, 2001; CAREY *et al.*, 2001; CAREY & ALEXANDER, 2003), con seguridad algunos factores ambientales contribuyen al declive generalizado de los anfibios que de forma global sólo puede explicarse por la acumulación de causas de naturaleza muy diversa.

Por otro lado, la hipótesis de la introducción del patógeno presenta fundadas evidencias para explicar la gran incidencia de esta enfermedad. Como es bien sabido, patógenos y hospedadores coevolucionan juntos de forma que los primeros no llegan a ser letales para los segundos. Sin embargo, las altísimas tasas de mortalidad que aparecen en las infecciones por quitridios parecen indicar que los hospedadores nunca habían estado previamente en contacto con el patógeno. En realidad, son muchos los posibles vectores de transmisión del patógeno, desde especies introducidas hasta el propio hombre. Además, ya que algunas especies de anfibios son infectadas sin que se produzca mortalidad, los individuos de estas especies pueden dispersar la enfermedad. Por ejemplo en Australia los individuos de *B. marinus*, que son capaces de desplazarse muchos kilómetros, frecuentemente están infectados con hongos quitridios sin que lleguen nunca a desarrollar la enfermedad. Recientemente, algunos investigadores han señalado la posibilidad de que los quitridios que afectan a los anfibios sean originarios de África, el único continente donde no se han detectado mortalidades en masa en la naturaleza pero sí algunos casos puntuales de infecciones. Así, la dispersión de los quitridios podría haberse producido mediante individuos infectados de

Xenopus, producido en grandes cantidades en granjas africanas, y que presenta tasas de infección elevadas tanto en dichas instalaciones como en el medio natural.

Por otro lado, es bastante razonable pensar que el hombre directamente, con sus rápidos desplazamientos entre lugares remotos de todo el mundo, pueda estar llevando los quitridios de un sitio a otro. En este sentido, los propios investigadores seríamos los candidatos más probables de ser agentes dispersantes de esta enfermedad.

UN EJEMPLO PRÓXIMO DE DECLIVE DE ANFIBIOS POR HONGOS QUITRIDIOS

El caso del declive de *A. obstetricans* en el Parque Natural de Peñalara (BOSCH *et al.*, 2001) responde al típico caso de declive de poblaciones de anfibios por enfermedades emergentes. La zona, un Parque Natural de alta montaña (1640-2430 m de altitud), goza de protección desde 1930, se encuentra bien conservado y cuenta con más de 250 masas de agua susceptibles de albergar anfibios (figura 4). Diez especies de anfibios están presentes en el Parque, y hasta hace pocos años, *A. obstetricans* era una de las más abundantes, encontrándose distribuido prácticamente por la totalidad del Parque.

El problema surgió en el verano de 1997, cuando empezaron a aparecer cientos de individuos recién metamorfoseados de la especie afectada muertos flotando en las charcas. Las mortalidades en masa se repitieron cada vez de forma más leve en 1998 y en 1999, cuando junto con Iñigo Martínez Solano y Mario García-París iniciamos el estudio del problema. Los individuos recién metamórficos muertos (más de 1000 en 1999) no presentaban ningún síntoma externo que indicase la naturaleza del problema (figura 5), y en 1999 resultaba ya prácticamente imposible encontrar individuos adultos en el Parque. Tras un muestreo exhaustivo de todas las masas de agua del parque pudimos comprobar que las larvas habían desaparecido de más del 90% de las charcas en las que estaban presentes tan sólo algunos años atrás. *A. obstetricans* presenta muchas veces un periodo larvario prolongado y, en zonas altas de montaña como la afectada, las larvas permanecen en el agua más de 2 años hasta conseguir metamorfosearse. Por lo tanto, la inmensa mayoría de larvas que aún permanecía en las charcas en 1999 procedían de años atrás, mientras que ese año sólo un par de ejemplares de todo el Parque habrían conseguido reproducirse. Por otro lado, las larvas supervivientes no parecían estar afecta-



Figura 4. Una imagen del Parque Natural de Peñalara, un área alpina con más de 250 masas de agua, donde tuvo lugar el primer caso conocido de quitridiomycosis de Europa.



Figura 5. Ejemplar recién metamorfoseado de sapo partero común (*Alytes obstetricans*) muerto por quitridiomycosis en el Parque Natural de Peñalara. Ningún síntoma externo indica la causa de la muerte.

das, y se comportaban normalmente. Los recién metamórficos supervivientes tampoco presentaban síntomas externos de enfermedad, y sólo alguno de ellos parecía debilitado.

Sin embargo, cuando analizamos los ejemplares encontrados muertos o moribundos al microscopio electrónico pudimos comprobar que su piel se encontraba perforada por tubos de descarga de hongos quitridios. Además, cortes histológicos pusieron de manifiesto esporangios de hongos quitridios en todos los estadios del desarrollo, confirmando el diagnóstico de la enfermedad (figura 3).

Como en todos los casos analizados de quitridiomycosis en todo el mundo, la zona permanecía inalterada y solo se detectó un ligero incremento del pH en muchas charcas (que suele ser habitualmente ácido). Las otras 9 especies de anfibios presentes en el Parque quedaron aparentemente al margen del problema, por lo menos a gran escala. Sólo un individuo de *Bufo calamita* fue encontrado enfermo con úlceras en la piel, muriendo a las pocas horas de ser capturado (MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, 2003). Este ejemplar también presentó quitridios al ser analizado en el laboratorio (figura 6). Además, desde el verano de



Fig. 6. Imagen del microscopio electrónico de barrido de la superficie de la piel de un ejemplar de sapo corredor (*Bufo calamita*) encontrado moribundo en el Parque Natural de Peñalara. Los tubos de descarga de los esporangios de los hongos quitridios, una vez abiertos al descargar las zoosporas, pueden verse con claridad perforando la piel del animal.

2001 se viene produciendo en la zona una mortalidad anormal de individuos de *Salamandra salamandra* que también estaría motivada por hongos quitridios (J. BOSCH & I. MARTÍNEZ-SOLANO, datos no publicados), pese a que los casos conocidos de infección en urodelos son muy escasos (p.e. DAVIDSON *et al.*, 2003). En la actualidad, análisis moleculares han determina-

do que al menos 6 de las 9 especies presentes en la zona son portadores de hongos quitridios (J. BOSCH & M. C. FISHER, datos no publicados), aunque como decimos la mortalidad en masa sólo ha afectado hasta el momento a dos de ellas.

Como en otros muchos casos de quitridiomycosis, en el caso del parque natural de Peñalara tampoco podemos explicar por qué la epidemia afectó en primera instancia de forma dramática a sólo una especie. Probablemente, el reducido tamaño de puesta de *A. obstetricans* estaría relacionado con su acusado declive, y tal vez lo extraordinariamente prolongado de su periodo larvario explique su mayor susceptibilidad (como también ha sido señalado para *R. muscosa*; FELLERS *et al.*, 2001). Por otro lado, teniendo en cuenta que el otro único caso de mortalidad en masa de anfibios descrito en España hasta la fecha (MÁRQUEZ *et al.*, 1996) se refiere a la misma especie, tal vez los sapos parteros sean especies particularmente sensibles a las enfermedades emergentes.

En años posteriores a las mortalidades en masa siguieron apareciendo ejemplares muertos en el Parque, aunque lógicamente en pequeño número ya que el número de larvas que quedaban en las charcas era muy reducido. Además, algunos ejemplares recién metamórficos parecían sanos, y podrían haberse incorporado a las siguientes generaciones. En las temporadas de 2000 y 2001 observamos nuevas puestas en zonas del Parque donde antes habían desaparecido las larvas, y una charca artificial construida en la zona baja para potenciar la recuperación de la especie fue rápidamente colonizada por la especie con gran éxito.

La recuperación del sapo partero en Peñalara podría llegar a ocurrir de forma espontánea, aunque ayudada por los importantes esfuerzos conservacionistas llevados a cabo por las autoridades competentes, pero, en cualquier caso, serán necesarios muchos años hasta que se alcancen los niveles de efectivos presentes antes de la epidemia.

¿QUÉ PODEMOS HACER PARA DETENER LAS ENFERMEDADES EMERGENTES?

Fruto de la preocupación internacional sobre este problema, se celebró en agosto de 2000 en Cairns (Australia) el primer congreso mundial sobre enfermedades de anfibios. En esta reunión investigadores de todo el mundo elaboramos una serie de recomendaciones encamina-

das a controlar el problema de las enfermedades infecciosas de los anfibios. Un resumen de todo lo tratado en este acontecimiento puede ser consultado en <http://www.jcu.edu.au/school/phtm/PHTM/frogs/adms/AmpDisStrategies.pdf>.

Desgraciadamente, aunque los individuos en cautividad infectados con quitridios pueden ser eficazmente tratados con fungicidas (p.e. PARKER, 2002) o simplemente con temperaturas relativamente altas (WOODHAMS *et al.*, 2003), actualmente no se conocen métodos viables para tratar poblaciones naturales infectadas. Por lo tanto, y como en la mayoría de las enfermedades infecciosas, la mejor forma de actuación para evitar el problema es evitar su dispersión.

A modo de resumen se describen a continuación las líneas de actuación recomendadas para intentar controlar el problema según el grado de implicación de los interesados.

Para las autoridades competentes:

- Informar al gran público de la existencia de las enfermedades y de las acciones que pueden extenderlas.
- Asegurarse de que la posible cría de anfibios en cautividad se realiza en condiciones adecuadas.
- Establecer cuarentenas para las enfermedades de anfibios y métodos de desinfección en los puntos de importación/exportación de anfibios.

Para los investigadores:

- Establecer protocolos para determinar el grado de infección de las poblaciones afectadas, basados en un consenso internacional.
- Evaluar la susceptibilidad de las especies no infectadas.
- Establecer procedimientos para combatir rápidamente los brotes detectados.
- Examinar los ejemplares enfermos o muertos procedentes de comercios o de la naturaleza, y nunca devolverlos al medio.
- Evitar el posible contagio entre individuos en los estudios de campo usando guantes desechables.
- Utilizar recipientes individuales y previamente esterilizados para almacenar temporalmente los individuos capturados si el estudio lo requiere.
- Desinfectar todo el equipo de campo (incluyendo las botas) después de cualquier actividad siguiendo los siguientes puntos (ver p.e. BRUNNER & SESTERHENN, 2001 y JONSON *et al.*, 2004 para más detalles):

1. Lavar el equipo en el sitio de estudio para eliminar los restos de materia orgánica.
2. Aplicar una solución desinfectante durante al menos 1 minuto (lejía al 0.4% o etanol al 70% para quitridios y cloro activo al 5% para iridovirus).
3. Dejar secar el equipo al sol el mayor tiempo posible.

Para el gran público:

- No introducir especies alóctonas (peces, crustáceos, anfibios, etc).
- No translocar larvas, metamórficos o individuos adultos de ninguna especie de anfibio autóctono.

AGRADECIMIENTOS

El autor es financiado por el programa Ramón y Cajal del Ministerio de Ciencia y Tecnología. La Fundación Biodiversidad patrocina el proyecto: "Nuevas amenazas para los anfibios: enfermedades emergentes" (www.sosanfibios.org).

BIBLIOGRAFÍA

- ALEXANDER, M. A. & EISCHEID, J. K.
2001 Climate variability in regions of amphibian declines. *Conservation Biology*, 15: 930-942.
- ALFORD, R. A. & RICHARDS, S. J.
1997 Lack of evidence for epidemic disease as an agent in the catastrophic decline of Australian rainforest frog. *Conservation Biology*, 11: 1026-1029.
- ALFORD, R. A. & RICHARDS, S. J.
1999 Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 133-165.
- BEEBE, T. J. C.
1996 *Ecology and Conservation of Amphibians*. Chapman & Hall. New York.
- BERGER, L., SPEARE, R., DASZAK, P., GREEN, D. E., CUNNINGHAM, A. A., GOGGIN, C. L., SLOCOMBE, R., RAGAN, M. A., HYATT, A. D., MCDONALD, K. R., HINES, H. B., LIPS, K. R., MARANTELLI, G. & PARKES, H.
1998 Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 95: 9031-9036.

- BERGER, L., SPEARE, R. & HYATT, A.
1999 Chytrid fungi and amphibian declines: overview, implications and future directions. En: CAMPBELL, A. (Ed.) *Declines and Disappearances of Australian frogs. Environmental Australia*, Canberra, pp. 23-33.
- BLAUSTEIN, A. R.
1994 Chicken Little or Nero's fiddle? A perspective on declining amphibian populations. *Herpetologica*, 50: 85-97.
- BLAUSTEIN, A. R., HOKIT, D. G., O'HARA, R. K. & HOLT, R. A.
1994b Pathogenic fungus contribute to amphibian losses in the Pacific North-West. *Biological Conservation*, 67: 251-254.
- BLAUSTEIN, A. R. & JOHNSON, P. T. J.
2003 The complexity of deformed amphibians. *Frontiers in Ecology and Environment*, 1: 87-94.
- BLAUSTEIN, A. R. & KIESECKER, J. M.
2002 Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters*, 5: 597-608.
- BLAUSTEIN, A. R., ROMANSIC, J. M. & KIESECKER, J. M.
2003 Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, 9: 123-140.
- BLAUSTEIN, A. R. & WAKE, D. B.
1995 The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American*, 272: 52-57.
- BLAUSTEIN, A. R., WAKE, D. B. & SOUSA, W.
1994a Amphibian declines: judging the stability, persistence, and susceptibility of local populations to local and global extinction. *Conservation Biology*, 8: 60-71.
- BOLLINGER, T. K., MAO, J., SCHOCK, D., BRIGHAM, R. M. & CHINCHAR, V. G.
1999 Pathology, isolation and preliminary molecular characterization of a novel iridovirus from tiger salamanders in Saskatchewan. *Journal of Wildlife Diseases*, 35: 413-429.
- BOSCH, J., MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARÍS, M.
2001 Evidence of a chytrid fungus infection in the decline of the midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of Central Spain. *Biological Conservation*, 97: 331-337.
- BRADFORD, D. F.
1989 Allotopic distribution of native frogs and introduced fishes in high Sierra Nevada lakes of California: implication of the negative effect of fish introductions. *Copeia*, 1989: 775-778.
- BRADFORD, D. F.
1991 Mass mortality and extinction in a high-elevation population of *Rana muscosa*. *Journal of Herpetology*, 25: 174-177.
- BRUNNER, J. & SESTERHENN, T.
2001 Disinfection of *Ambystoma tigrinum* virus (ATV). *Froglog* 48
- BURTON, T. M. & LIKENS, G. E.
1975 Salamander populations and biomass in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Copeia*, 1975: 541-546.
- CAREY, C.
1993 Hypothesis concerning the causes of the disappearance of boreal toads from the mountains of Colorado. *Conservation Biology*, 7: 355-362.
- CAREY, C. & ALEXANDER, M. A.
2003 Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions*, 9: 111-121.
- CAREY, C., HEYER, W. R., WILKINSON, J., ALFORD, R. A., ARNTZEN, J. W., HALLIDAY, T., HUNGERFORD, L., LIPS, K. R., MIDDLETON, E. M., ORCHARD, S. A. & RAND, A. S.
2001 Amphibian declines an environmental change: use of remote-sensing data to identify environmental correlates. *Conservation Biology*, 15: 903-913.
- CLARK, H. F., BRENNAN, J. C., ZEIGEL, R. F. & KARZON
1968 Isolation and characterization of viruses from the kidneys of *Rana pipiens* with renal adenocarcinoma before and after passage in red eft (*Triturus viridescens*). *Journal of Virology*, 2: 629-640.
- CRUMP, M. L., HENSLEY, F. & CLARK, K.
1992 Apparent declines of the Golden toad: underground or extinct? *Copeia*, 1992: 413-420.
- CUNNINGHAM, A. A., LANGTON, T. E. S., BENNETT, P. M., LEWIN, J. F., DRURY, S. E. M., GOUGH, R. E. ET AL.
1995 Investigations into unusual mortalities of the common frog (*Rana temporaria*) in Britain. Proceedings of the 5th International Colloquium on the Pathology of reptiles and amphibians. The Netherlands, 1995.
- CUNNINGHAM, A. A., LANGTON, T. E. S., BENNETT, P. M., LEWIN, J. F., DRURY, S. E. N., GOUGH, R. E. & MACGREGOR, S. K.
1996 Pathological and microbiological findings from incidents of unusual mortality of the common frog (*Rana temporaria*). *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B Biological Sciences*, 351: 1539-1557.

- DAVIDSON, E. W., PARRIS, M., COLLINS, J. P., LONGCORE, J. E., PESSIER, A. P. & BRUNNER, J.
2003 Pathogenicity and transmission of chytridiomycosis in tiger salamander (*Ambystoma tigrinum*). *Copeia*, 2003: 601-607.
- DEGITZ, S. J., KOSIAN, P. A., MAKYNEN, E. A., JENSEN, K. M. & ANKLEY, G. T.
2000 Stage- and species-specific development toxicity of all-trans retinoic acid in four native North American ranids and *Xenopus laevis*. *Toxicological Sciences*, 57: 264-274.
- DRURY, S. E. N., GOUGH, R. E. & CUNNINGHAM, A. A.
1995 Isolation of an iridovirus-like agent from common frogs (*Rana temporaria*). *Veterinary Record*, 137: 72-73.
- DUSI, J. L.
1949 The natural occurrence of "Red leg", *Pseudomonas hydrophila* in a population of American toads *Bufo americanus*. *Ohio Journal of Sciences*, 49: 70-71.
- FELLERS, G. M., GREEN, D. E. & LONGCORE, J. E.
2001 Oral chytridiomycosis in the mountain yellow-legged frog (*Rana muscosa*). *Copeia*, 2001: 945-953.
- FISHER, R. N. & SHAFFER, H. B.
1996 The decline of amphibians in California's Great Central Valley. *Conservation Biology* 10: 1387-1397.
- FORT, D. J., PROPST, T. L., STOVER, E. L., HELGEN, J. C., LEVEY, R. B., GALLAGHER, K. & BURKHART, J. G.
1999 Effects of pond water, sediment, and sediment extracts from Minnesota and Vermont, USA, on early development and metamorphosis of *Xenopus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18: 2305-2315.
- GAMRADT, S. C. & KATS, L. B.
1996 Effect of introduced crayfish and mosquito fish on California Newts. *Conservation Biology*, 10: 1155-1162.
- GILLESPIE, G. & HERO, J. M.
1999 Potential impacts of introduced fish and fish translocations on Australian amphibians. En: CAMPBELL A. (Ed.) *Declines and Disappearances of Australian frogs*. Environmental Australia. Canberra, pp. 131-144.
- GOORHA, R.
1995 Family *Iridoviridae*. *Archives of Virology (Suppl.)*, 10: 85-99.
- GREEN, D. E. & KAGARISE, S. C.
2001 Diagnostic histological findings in Yosemite toads (*Bufo canorus*) from a die-off in the 1970's. *Journal of Herpetology*, 35: 92-103.
- HECNAR, S. J. & M'CLOSKEY, R. T.
1997 Changes in the composition of a ranid frog community following bullfrog extinction. *American Midland Naturalist*, 137: 145-150.
- HENGSTBERGER, S. G., HYATT, A. D., SPEARE, R. & COUPAR, B. E. H.
1993 Comparison of epizootic haematopoietic necrosis and Bohle iridoviruses, recently isolated Australian iridoviruses. *Diseases of Aquatic Organisms*, 15: 93-107.
- HERO, J. M. & SHOO, L.
2003 Conservation of amphibians in the old world tropics. Defining unique problems associated with regional fauna. En: SEMLITSCH R. D. (Ed.) *Amphibians Conservation*. Smithsonian Books. Washington, pp. 70-84.
- HOULAHAN, J. E., FINDLAY, C. S., SCHMIDT, B. R., MEYER, A. H. & KUZMIN, S. L.
2000 Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- HYATT, A. D., PARKES, H. & ZUPANOVIC, Z.
1998 Identification, characterization and assessment of Venezuelan viruses for potential uses as biological control agents against the cane toad (*Bufo marinus*) in Australia. Report to the Australian Federal Government and Environment Australia, 1998
- JANCOVICH, J. K., DAVIDSON, E. W., MORADO, J. F., JACOBS, B. L. & COLLINS, J. P.
1997 Isolation of a lethal virus from the endangered tiger salamander *Ambystoma tigrinum stebbinsi*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 31: 161-167.
- JOHNSON, M. L., BERGER, L., PHILIPS, L. & SPEARE, R.
2004 In vitro evaluation of chemical disinfectants and physical techniques against the amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 00: 00-00.
- JOHNSON, M. L. & SPEARE, R.
2003 Survival of *Batrachochytrium dendrobatidis* in water: quarantine and disease control implications. *Emerging Infectious Diseases*, 9: 922-925.
- JOHNSON, P. T. J., LUNDE, K. B., THURMAN, E. M., RIRCHIE, E. G., WRAY, S. N., SUTHERLAND, D. R., KAPFER, J. M., FREST, T. J., BOWERMAN, J. & BLAUSTEIN, A. R.
2002 Parasite (*Ribeiroia ondatrae*) infection linked to amphibian malformations in the Western United States. *Ecological Monographs*, 72: 151-168.

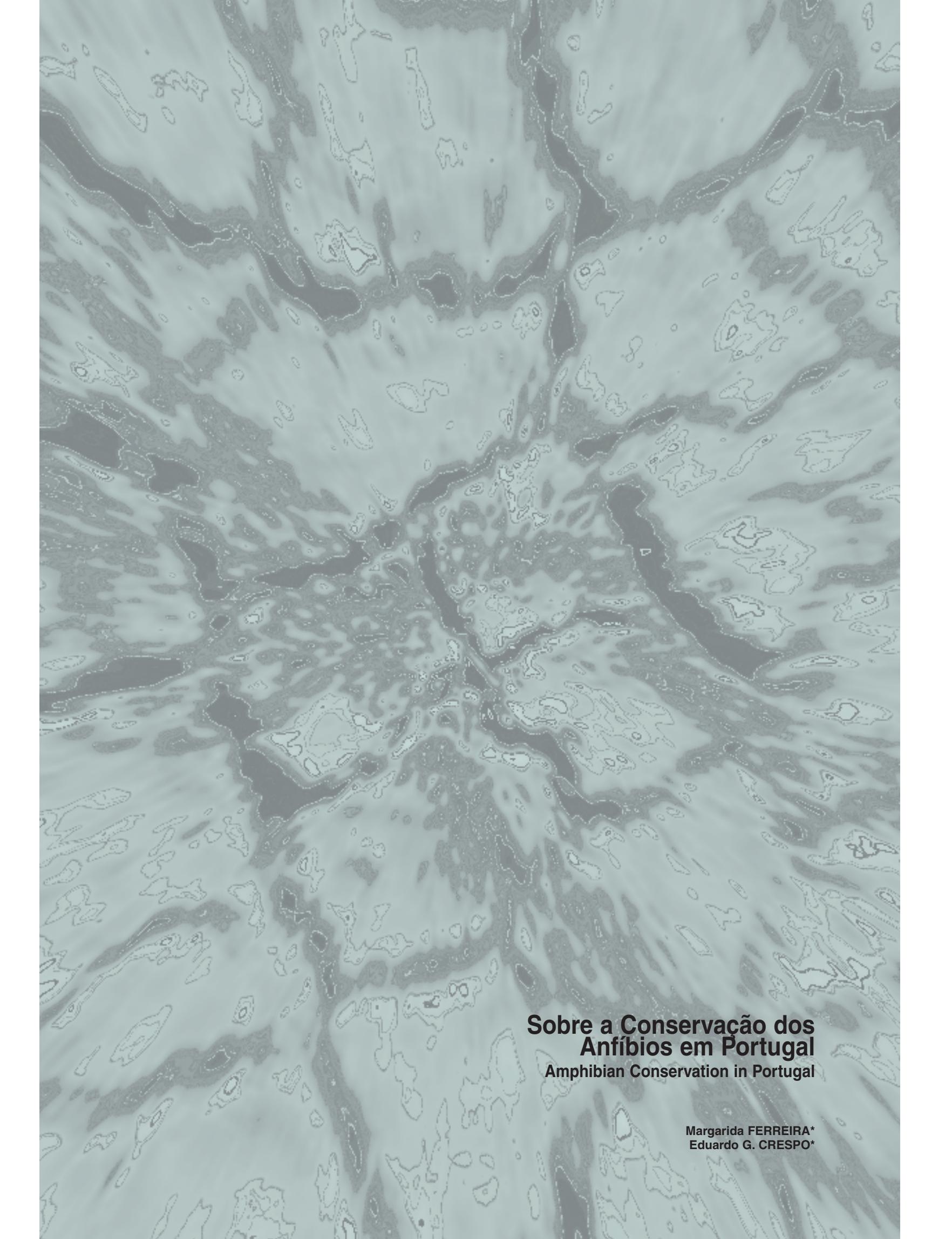
- KIESECKER, J. M., BLAUSTEIN, A. R. & BELDEN, L. K.
2001 Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, 410: 681-684.
- KIESECKER, J. M.
2002 Synergism between trematode infection and pesticide exposure: a link to amphibian limb deformities in nature? *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 99: 9900-9904.
- KIESECKER, J. M. & BLAUSTEIN, A. R.
1997 Influences of egg laying behaviour on pathogenic infection of amphibian eggs. *Conservation Biology*, 11: 214-220.
- KIESECKER, J. M., BLAUSTEIN, A. R. & MILLER, C. L.
2001 Transfer of a pathogen from fish to amphibians. *Conservation Biology*, 15: 1064-1070.
- LANGDON, J. S.
1989 Experimental transmission and pathogenicity of epizootic haematopoietic necrosis virus (EHNV) in red-fin perch, *Perca fluviatilis* L., and 11 other teleosts. *Journal of Fish Diseases*, 12: 295-310.
- LANNOO, M. J., LANG, K., WALTZ, T. & PHILLIPS, G. S.
1994 An altered amphibian assemblage: Dickinson Country, Iowa, 70 year after Frank Blanchard's survey. *American Midland Naturalist*, 131: 311-319.
- LAURANCE, W. F., MCDONALD, K. R. & SPEARE, R.
1996 Epidemic disease and the catastrophic decline of Australian rain forest frogs. *Conservation Biology*, 10: 406-413.
- LIPS, K. R.
1999 Mass mortality and population declines of anurans at an upland site in western Panama. *Conservation Biology*, 13: 117-125.
- LIPS, K. R., GREEN, D. E. & PAPENDICK, R.
2003a Chytridiomycosis in wild frogs from Southern Costa Rica. *Journal of Herpetology*, 37: 215-218.
- LIPS, K. R., REEVE, J. D. & WITTERS, L. R.
2003b Ecological traits predicting amphibian population declines in Central America. *Conservation Biology*, 17: 1078-1088.
- LONGCORE, J. E., PESSIER, A. P. & NICHOLS, D. K.
1999 *Batrachochytrium dendrobatidis* gen. et sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. *Mycologia*, 91: 219-227.
- MÁRQUEZ, 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-SOLANO, I., BOSCH, J. & GARCÍA-PARÍS, M.
2003 Demographic trends and community stability in a montane amphibian assemblage. *Conservation Biology*, 17: 238-244.
- MAO, J., GREEN, D. E., FELLERS, G. & CHINCHAR, V. G.
1999 Molecular characterization of iridoviruses isolated from sympatric amphibians and fish. *Virus Research*, 63: 45-52.
- MIDDLETON, E. M., HERMAN, J. R., CELARIER, E. A., WILKINSON, J. W., CAREY, C. & RUSIN, R. J.
2001 Evaluating ultraviolet radiation exposure with satellite data at sites of amphibian declines in Central and South America. *Conservation Biology*, 15: 914-929.
- MOODY, N. J. G. & OWENS, L.
1994 Experimental demonstration of the pathogenicity of a frog virus. Bohle iridovirus for a fish species, barramundi *Lates calcarifer*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 18: 95-102.
- MOREHOUSE, E. A., JAMES, T. Y., GANLEY, A. R., VILGALYS, R., BERGER, L., MURPHY, P. J. & LONGCORE, J. E.
2003 Multilocus sequence typing suggests the chytrid pathogen of amphibians is a recently emerged clone. *Molecular Ecology*, 12: 395-403.
- MUTHS, E., CORN, P. S., PESSIER, A. P. & GREEN, D. E.
2003 Evidence for disease-related amphibian decline in Colorado. *Biological Conservation*, 110: 357-365.
- NYMAN, S.
1986 Mass mortality in larval *Rana sylvatica* attributable to the bacterium, *Aeromonas hydrophilum*. *Journal of Herpetology*, 20: 196-201.
- PARKER, J. M., MIKAELIAN, I., HAHN, N. & DIGGS, H. E.
2002 Clinical diagnosis and treatment of epidermal chytridiomycosis in African clawed frogs (*Xenopus tropicalis*). *Comparative Medicine*, 52: 265-268.
- POUNDS, J. A., FOGDEN, M. P. L., SAVAGE, J. M. & GORMAN, G. C.
1997 Tests of null models for amphibian declines on a tropical mountain. *Conservation Biology*, 11: 1307-1322.

- PESSIER, A. P., NICHOLS, D. K., LONGCORE, J. E. & FULLER, M. S.
1999 Cutaneous chytridiomycosis in poison dart frogs (*Dendrobates spp.*) and White's tree frogs (*Litoria caerulea*). *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 11: 194-199.
- POWELL, M. J.
1993 Looking at mycology with a Janus face: A glimpse at chytridiomycetes active in the environment. *Mycologia*, 85: 1-20.
- READ, J. L. & TYLER, M. J.
1990 The nature and incidence of post-axial, skeletal abnormalities in the frog *Neobatrachus centralis* Parker at Olympic Dam, South Australia. *Transactions and Proceedings of the Royal Society of South Australia*, 144: 213-217.
- READ, J. L. & TYLER, M. J.
1994 Natural levels of abnormalities in the trilling frog (*Neobatrachus centralis*) at the Olympic Dam Mine. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 53: 25-31.
- REICHENBACH-KLINKE, H. & ELKAN, E.
1965 *The principal diseases of lower vertebrates. Diseases of Amphibians*. T.F.H. Publication. Hong Kong.
- RON, S. A., DUELLMAN, W. E., COLOMA, L. A. & BUSTAMANTE, M. R.
2003 Population decline of the jambato toad *Atelopus ignescens* (Anura: Bufonidae) in the Andes of Ecuador. *Journal of Herpetology*, 37: 116-126.
- SESSIONS, S. K. & RUTH, S. B.
1990 Explanation for naturally occurring supernumerary limbs in amphibians. *Journal of Experimental Zoology*, 254: 38-47.
- SHOTTS, E. B.
1984 Aeromonas. En: HOFF, G. L., FRYE, F. L. & JACOBSON, E. R. (Ed.). *Diseases of Amphibians and Reptiles*. Plenum Press. New York.
- SOARES, C., DE MATOS, A. A., ARNTZEN, J. W., CARRETERO, M. & LOUREIRO, A.
2003 Amphibian mortality in a National Park in the North of Portugal. *Froglog*, 56
- SPEARE, R. & SMITH, J. R.
1992 An iridovirus-like agent isolated from the ornate burrowing frog *Limnodynastes ornatus* in northern Australia. *Diseases of Aquatic Organisms*, 14: 51-57.
- STALLARD, R. F.
2001 Possible environmental factors underlying amphibian decline in eastern Puerto Rico: analysis of U.S. government data archives. *Conservation Biology*, 15: 943-953.
- STORFER, A.
2003 Amphibian declines: future directions. *Diversity and Distributions*, 9: 151-163.
- TOFT, C. A.
1980 Resource partitioning in amphibians and reptiles. *Copeia*, 1980: 121.
- WALDMAN, B. & TOCHER, M.
1998 Behavioral ecology, genetic diversity and declining amphibian populations. En: CARO, T. M. (Ed.) *Behavioral Ecology and Conservation Biology*. Oxford University Press. Oxford.
- WHITTINGTON, R. J., KEARNS, C., HYATT, A. D., HENGSTBERGER, S. & RUTZOU, T.
1996 Spread of epizootic haematopoietic necrosis virus (EHNV) in redfin perch (*Perca fluviatilis*) in Southern Australia. *Australian Veterinary Journal*, 73: 112-124.
- WHITTINGTON, R. J. & HYATT, A. D.
1997 Diagnosis and prevention of epizootic haematopoietic necrosis virus infection. *Proceeding of the National Research Institute of Aquaculture International Workshop: new approaches to viral diseases of aquatic animals*. Kyoto, Japan. National Research Institute of Aquaculture, 1997.
- WILLIAMS, R. W.
1960 Observation of the live history of *Rhabdias sphaerocephala* Goodey 1924 from *Bufo marinus* L., in the Bermuda Islands. *Journal of Helminthology*, 34: 93-98.
- WILLIAMS, T.
1996 The iridoviruses. *Advances in Virus Research*, 41: 345-412.
- WILLIAMS, S. E. & HERO, J. M.
1998 Rainforest frogs of the Australian Wet Tropics: guild classification and the ecological similarity of declining species. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, 265: 597-602.
- WOLF, K., BULLOCK, G. L., DUNBAR, C. E., QUIMBY, M. C.
1968 Tadpole edema virus: a viscerotropic pathogen for anuran amphibians. *Journal of infectious diseases*, 118: 253-262.

- WOODHAMS, D. C., ALFORD, R. A. & MARANTELLI, G.
2003 Emerging disease of amphibians cured by elevated body temperature. *Diseases of Aquatic Organisms*, 55: 65-67.
- YOUNG, B. E., LIPS, K. R., REASER, J. K., IBÁÑEZ, R., SALAS, A. W., CEDEÑO, J. R., COLOMA, L. A., SANTIAGO, R., LA MARCA, E., MEYER, J. R., MUÑOZ, A., BOLAÑOS, F., CHAVES, G. & ROMO, D.
2001 Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology*, 15: 1213-1223.
- ZHANG, Q. Y., LI, Z. Q. & GUI, J. F.
1999 Studies on morphogenesis and cellular interactions of *Rana grylio* virus in an infected fish cell line. *Aquaculture*, 175: 185-197.
- ZUPANOVIC, Z., MUSSO, C., LOPEZ, G., LOURIERO, C-L., HYATT, A. D., HENGSTBERGER, S., HENGSTBERGER, S. & ROBINSON, A. J.
1998a Isolation and characterization of iridoviruses from the giant toad *Bufo marinus* in Venezuela. *Diseases of Aquatic Organisms*, 33: 1-9.
- ZUPANOVIC, Z., LOPEZ, B., HYATT, A. D., GREEN, B., BARTRAN, G., PARKES, H., HENGSTBERGER, S. & ROBINSON, A. J.
1998b Giant toads *Bufo marinus* in Australia and Venezuela have antibodies against "ranaviruses". *Diseases of Aquatic Organisms*, 32: 1-8.

Foto: Xabier Rubio





**Sobre a Conservação dos
Anfíbios em Portugal**
Amphibian Conservation in Portugal

Margarida FERREIRA*
Eduardo G. CRESPO*

Sobre a Conservação dos Anfíbios em Portugal

Amphibian Conservation in Portugal

GAKO-HITZAK: Anfíbioak, Kontserbazioa, Portugal.

KEYWORDS: Amphibians, Conservation, Portugal.

PALAVRAS-CHAVE: Anfíbios, Conservação, Portugal.

Margarida FERREIRA*
Eduardo G. CRESPO*

LABURPENA

Lan honetan Portugaleko lurralde kontinentaleko anfíbioen kontserbazioaren inguruan jotzen ditugun hainbat datu aipagarri aurkezten ditugu. Naturaren kontserbazioaren testuinguruan, Portugalek, industrializazioan bizi duen atzerapen erlatibo eta oraindik leku askotan mantentzen duen usadiozko nekazaritza direla eta, ez du egoera hain degradaturik erakusten. Anfíbioen dibertsitatea zabala da eta, orohar, bere biziraupenak ez du ematen mehatxaturik dagoenik, epe ertainera behintzat.

Arestian esandakoa kontuan harturik, oraindik anfíbioen kontserbaziorako mehatxu nagusiak orokorrean dira Europako beste herrialdeetan dauden modukoak: habitataren eraldaketa eta suntsipena, jatorri eta mota ezberdineko kutsadura, errepideetako zapalketak, espezie aloktonoen sartzapenak, helburu anitzeko harrapaketa eta bilketa... Portugalen ez da daturik jaso, ezta ikerketa zehatzik egin patogenoek eragindako gaixotasunei buruz, edo erradiazio ultramorearen esposizioaren emendioari buruz, edota mundu mailako aldaketak, klima kasu, eragiten ari diren ondorioen inguruan. Beraz, anfíbioen populazioetan izan dezakeen inpaktua ez da ezagutzen.

Badira hainbat lan herpetofaunaren zerrendatze eta karakterizazioaren inguruan eta komunitate, espezie edota populazio jakinei buruzko ikerketa biologiko batzuk egin dira edo martxan daude. Baina ez dago, orohar, populazioen banaketa, egoera eta ugaritasunari buruzko informazio sistemizaturik. Hemen, anfíbio portugaldarren banaketa-mapak eta haien populazioei buruz dugun informazioa, azken urteotan kontserbazio ikuspuntutik lorturiko emaitzarik garrantzitsuenetarikoa barne, aurkezten dira.

SUMMARY

In this work we present some aspects that we consider most important concerning amphibian conservation in Portugal.

In the context of Nature Conservation, Portugal appears to present a still relatively less degraded situation, in comparison to other European regions, mainly as a result of a relatively late industrialization and of agricultural practices which still remain traditional in many cases. Amphibian diversity is high and, in general, its survival does not yet seem threatened.

Despite what was previously mentioned, we may say that the main threats to amphibian conservation identified in Portugal are, in general, of the same type of those identified in the generality of European countries: habitat changes and destruction, contaminations of various types and origins, running over, introduction of exotic species, capture for various purposes, deliberate persecution and killing. There are no specific reports nor studies for Portugal concerning diseases and pathogens outbreaks, increase in exposure to ultraviolet radiation, and effects of global warming and climate changes, therefore its impact on amphibian populations is not known.

There are some works of inventory and characterization of the herpetofauna of certain areas, and studies on the biology of some populations or species or certain communities have been carried out and are taking place. However, in general, there is no systematized information about distribution, abundance and state of conservation of the populations. In this work we present the maps of the known distribution of Portuguese amphibians and some available information on the state of populations, including some of the most important results, from the conservation point of view, which were achieved in the past recent years.

RESUMO

Neste trabalho apresentamos alguns aspectos que consideramos mais relevantes sobre a conservação dos anfíbios em Portugal.

No contexto da Conservação da Natureza, Portugal parece apresentar ainda uma situação relativamente menos degradada, em comparação com outras regiões da Europa, sobretudo como resultado de uma industrialização relativamente mais atrasada e de práticas agrícolas em muitos casos ainda tradicionais. A diversidade de anfíbios é elevada e, em geral, a sua sobrevivência não parece, por enquanto, ameaçada.

Embora tendo em consideração o que atrás se disse, podemos afirmar que as principais ameaças à conservação dos anfíbios que são identificadas em Portugal são, em linhas gerais, do mesmo tipo das que são identificadas na generalidade dos países europeus: alteração e destruição de habitats, contaminações de vários tipos e origens, atropelamento, introdução de espécies alóctones, captura para fins diversos, perseguição e morte deliberadas. Não existem relatos nem estudos específicos para Portugal sobre doenças e ataques por agentes patogénicos, aumento da exposição à radiação ultravioleta, e efeitos do aquecimento global e das alterações climáticas, não se conhecendo portanto qual o seu impacto nas populações de anfíbios.

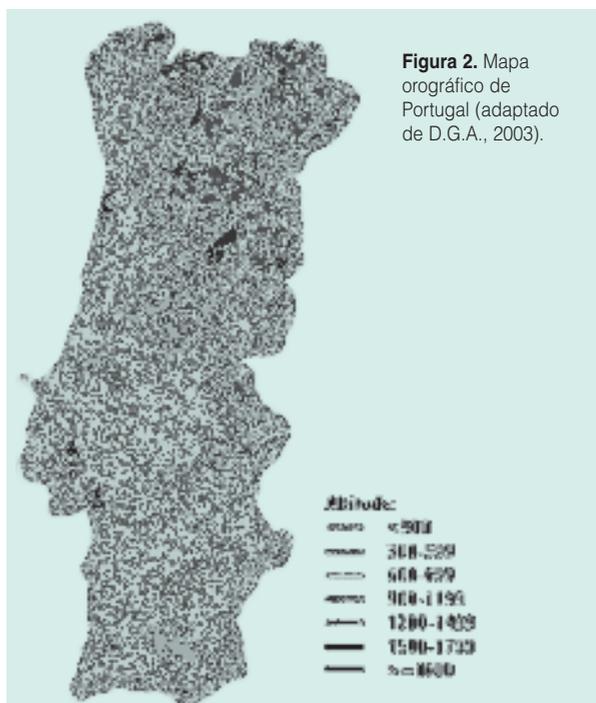
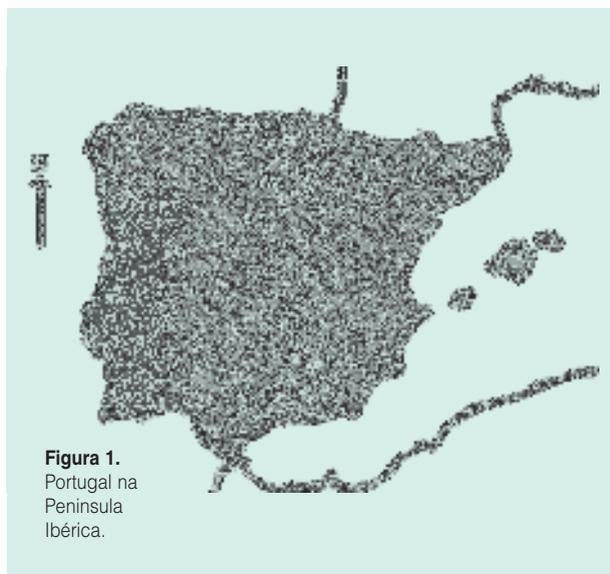
Existem alguns trabalhos de inventariação e caracterização da herpetofauna de determinadas áreas e alguns estudos biológicos realizados e a decorrer sobre populações ou espécies concretas ou determinadas comunidades. Mas não existe, em geral, informação sistematizada sobre distribuição, abundância e estado de conservação das populações. Neste trabalho apresentamos os mapas da distribuição conhecida dos anfíbios portugueses e alguma informação disponível sobre o estado das suas populações, nomeadamente alguns dos resultados mais relevantes que, do ponto de vista da sua conservação, foram nos últimos anos obtidos.

* Centro de Biologia Ambiental, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, P-1749-016 Lisboa

INTRODUÇÃO

Neste trabalho vamos referir-nos a alguns aspectos que, na perspectiva da Conservação da Natureza, consideramos mais relevantes, acerca dos anfíbios do território continental português. Nos territórios insulares da Madeira e dos Açores existem apenas duas espécies de anfíbios, introduzidas provavelmente em tempos relativamente recentes: na Madeira, *Rana perezi* Seoane, 1885; nos Açores, *Rana perezi* e *Triturus carnifex* (Laurenti, 1768) (MALKMUS, 1995; MACHADO *et al.*, 1997).

Portugal Continental ocupa a faixa ocidental da Península Ibérica, excepto o seu extremo Norte (Figura 1), localizando-se entre as latitudes 36° 57' e 42° 08' N e longitudes 6° 11' e 9° 29' W, e tem uma área de 92 345 Km². A região do Norte do país é influenciada por um clima de características atlânticas, enquanto que no Sul o clima é de influência mediterrânica; na faixa costeira ocidental encontra-se uma zona de transição climática, devida à influência oceânica (ver D.G.A., 2003). Em termos orográficos o país pode ser dividido a meio, de uma forma grosseira, pelo rio Tejo. A Norte predominam os acidentes montanhosos, encontrando-se os pontos mais elevados no extremo Oeste da Cordilheira Central (altitude máxima 1991 m, Serra da Estrela). No Sul predominam as planícies de baixa altitude, com algumas elevações isoladas (altitude máxima 1027 m, Serra de São Mamede, imediatamente a Sul do rio Tejo) (Figura 2). O país é atravessado por três grandes rios internacionais, Douro, Tejo e Guadiana (Figura 3), que nascem em Espanha e desaguam no Oceano Atlântico.



Falar da conservação dos anfíbios em Portugal é em grande medida falar da situação geral da Natureza, da Biodiversidade e da Fauna selvagem, já que muitos problemas conservacionistas são globais e não específicos de um determinado grupo da flora ou da fauna selvagens. Neste contexto pode dizer-se que Portugal parece apresentar ainda uma situação relativamente menos degradada, em comparação com muitas outras

regiões da Europa. Como resultado de uma industrialização relativamente mais atrasada e de práticas agrícolas em muitos casos ainda tradicionais, os habitats mantêm-se pouco degradados em amplas partes do território. Este facto contribui para que a diversidade de anfíbios seja elevada e para que, em geral, a sua sobrevivência não pareça, por enquanto, ameaçada.

No que diz respeito aos anfíbios, não existem estudos conclusivos que evidenciem sinais de decréscimo quantitativo que se possa enquadrar no fenómeno de declínio global que está hoje diagnosticado para muitas zonas do mundo (BLAUSTEIN & WAKE, 1990; WAKE, 1991; 1998; HOULAHAN *et al.*, 2000).

Portugal assinou, ratificou e regulamentou várias convenções e acordos internacionais na área do ambiente e da Conservação da Natureza, nomeadamente a Convenção sobre a Vida Selvagem e os Habitats Naturais da Europa (Convenção de Berna), que inclui nos seus anexos II e III todas as espécies de anfíbios, e a Convenção sobre a Diversidade Biológica, existindo pois em Portugal legislação europeia e internacional transposta, a qual regulamenta vários aspectos da Conservação da Natureza e da Biodiversidade.

Em relação ao estatuto de conservação para as espécies que se encontram em Portugal, o “Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal” (S.N.P.R.C.N., 1990) atribui a todos os anfíbios a categoria NT (não ameaçado), excepto nos casos de *Chioglossa lusitanica* e *Triturus helveticus*, com categoria K (insuficientemente conhecido). As situações concretas que se podem considerar de maior ameaça são aquelas em que há casos de distribuição particularmente restrita, como por exemplo *Triturus helveticus*, no Norte do país, e os casos de populações isoladas bem conhecidas, como as de *Alytes obstetricans* e *Rana iberica* na Serra de São Mamede (Alto Alentejo). Neste último caso, a circunstância de esta Serra integrar um Espaço Natural de Protecção Especial (ENPE) diminuirá presumivelmente as ameaças à sua conservação.

PRINCIPAIS AMEAÇAS

De forma geral as principais ameaças à conservação dos anfíbios identificadas em Portugal são do mesmo tipo das que, na generalidade dos casos, afectam a anfíbiofauna dos outros países europeus: alteração e destruição de habitats, contaminações de vários tipos e origens, atropelamento, introdução de espécies alóctones, captura

para fins diversos, perseguição e morte deliberadas (sobre este assunto ver também LIZANA & BARBADILLO, 1997; ROSA & CRESPO, 1997; BARBADILLO *et al.*, 1999; ALMEIDA *et al.*, 2001; MÁRQUEZ & LIZANA, 2002). Não existem relatos nem estudos específicos para Portugal sobre doenças e ataques por agentes patogénicos, aumento da exposição à radiação ultravioleta, e efeitos do aquecimento global e das alterações climáticas, não se conhecendo portanto qual o seu impacte nas populações de anfíbios.

A alteração e destruição de habitats, a sua fragmentação e as descontinuidades de populações criadas artificialmente parecem ser a principal ameaça. Por razões geográficas, históricas e conjunturais, Portugal chegou à segunda metade do século XX com uma proporção relativamente elevada de áreas naturais em bom estado de conservação, num território e paisagem com influência humana omnipresente, mas frequentemente harmónica com a Conservação da Natureza. Este panorama tem-se vindo a alterar devido à expansão urbana, alterações ao uso agrícola do solo, e implementação de infraestruturas e desenvolvimento de projectos económicos e obras públicas, os quais estão frequentemente longe de se enquadrarem num adequado ordenamento do território nacional.

Neste contexto, a adesão de Portugal à Comunidade Europeia, em 1986, teve dois efeitos contraditórios. Por um lado, da Europa comunitária têm vindo normas e regulamentos de índole ambiental e conservacionista, implicando práticas até então inexistentes. Por outro lado, a afluência de ajudas financeiras, nomeadamente destinadas ao desenvolvimento da rede viária, culturas agrícolas intensivas, etc., tem provocado a degradação de habitats naturais importantes. Em resumo, a situação da anfíbiofauna portuguesa parece estar hoje pior que algumas décadas atrás, apesar do aumento de instrumentos legislativos e administrativos para a sua protecção, e também de uma crescente consciencialização ambiental por parte das populações.

Existe uma atitude negativa em relação às zonas húmidas, como charcos, sapais e pântanos, frequentemente vistas como prejudiciais e improdutivas, sendo portanto aterradas ou drenadas para fins diversos. A expansão urbana desordenada tem sido também uma das principais causas de destruição de habitats importantes para os anfíbios. Fora dos grandes centros são-no especialmente as urbanizações turísticas no litoral e os projectos de drenagem de zonas húmidas para

fins agro-pecuários. A agricultura tradicional de muitas zonas de Portugal era responsável pela criação e manutenção de certos habitats que correm o risco de desaparecimento perante o abandono dos campos ou a substituição de métodos e materiais tradicionais. São de referir certas acções de modernização dos sistemas de rega com a substituição de poços e canais de terra por cisternas e canais de betão, a substituição dos muros de pedras soltas por outros tipos de materiais que não permitem o seu uso como refúgio, a homogeneização da paisagem, incluindo destruição de charcos temporários e permanentes, o desaparecimento de vedações de vegetação, etc.. As intervenções sobre o coberto vegetal são outra forma de alteração de habitats naturais muito significativa em Portugal, particularmente as intervenções com fins silvícolas, nomeadamente a implementação de monoculturas de pinheiro e de eucalipto, que progressivamente se tornaram das principais espécies arbóreas do território nacional. Outra ameaça estritamente relacionada com a anterior são os incêndios florestais, que durante o Verão destroem sistematicamente vastas áreas do país. A construção de barragens, com as perturbações que implica, em particular a megabarragem de Alqueva (com a qual se propõe criar o “maior lago artificial da Europa” no Alentejo), com o associado Empreendimento de Fins Múltiplos do Alqueva, correspondendo a milhares de canais que fragmentarão a paisagem e alterarão o clima e a flora, são também uma ameaça relevante para os anfíbios. A construção de estradas potencia também a fragmentação de habitats, com a consequente fragmentação das populações, situação agravada pela incapacidade adaptativa dos anfíbios a sistemas metapopulacionais e a constituir sistemas fonte-poço.

O desenvolvimento da rede viária provoca também elevada mortalidade por atropelamento, especialmente em certas espécies como *Salamandra salamandra*, *Bufo bufo*, *Bufo calamita*, *Pelobates cultripes*, *Rana perezi*.

A poluição, a vários níveis, é uma grave ameaça para os anfíbios. A contaminação de origem industrial será provavelmente menor em Portugal que em países mais industrializados. Não há, por exemplo, registo de situações significativas de chuvas ácidas. Não obstante, as águas residuais industriais, e também as urbanas e domésticas, ao não sofrerem tratamento adequado, e na ausência até recentemente de regras de controlo ambiental, contribuíram para fazer de alguns rios e ribeiros portugueses verdadeiros esgotos.

Como nota positiva, pode-se esperar uma crescente melhoria da qualidade das águas, como resultado de uma legislação ambiental mais restrictiva, da celebração de contratos estatais de fomento à reconversão ambiental de indústrias, seguida da implementação de estações de tratamento de águas residuais urbanas e industriais. É de referir o papel importante das explorações agro-pecuárias, nomeadamente das suiniculturas. A contaminação do meio ambiente – solo, água, ar – com pesticidas, herbicidas e fertilizantes pela agricultura intensiva descontrolada e não regulamentada parece-nos ter um papel de relevo. É de referir, relacionada com este ponto, a intoxicação por ingestão de alimento contaminado em consequência do envenenamento dos níveis tróficos inferiores. Os pesticidas e seus subprodutos, bem como outras formas de contaminação, podem ter efeito letal directo. Mas todos estes factores de poluição podem também ter outros efeitos negativos indirectos, nomeadamente afectando o sistema imunitário (ver HALLIDAY, 1998). Os pesticidas têm sido também sugeridos como responsáveis pelo aumento da frequência de malformações observado nalgumas populações (ver NETTING, 2000), não havendo porém trabalhos realizados sobre este tema em Portugal.

A introdução de espécies alóctones tem sido também referida como ameaça para as populações de anfíbios. Na Europa, e especificamente em Portugal, existem sugestões sobre o efeito negativo do lagostim-vermelho-da-Luisiana, *Procambarus clarkii*, e de espécies de teleósteos como a gambúsia, *Gambusia holbrooki*. No entanto, desconhece-se a verdadeira dimensão qualitativa e quantitativa desses possíveis efeitos. Estão actualmente em curso estudos sobre o impacte dos referidos crustáceos nas comunidades de anfíbios, empreendidos por investigadores portugueses. A tartaruga-da-Florida, *Trachemys scripta*, poderá vir a ter um efeito bastante nefasto. Estes efeitos negativos serão consequência de predação sobre adultos e subadultos, larvas e ovos, de competição e de destruição do habitat. Por outro lado, nalguns casos de introdução de teleósteos de maior porte, como por exemplo o achigã, *Micropterus salmoides*, a perca-sol, *Lepomis gibbosus*, e o lúcio, *Esox lucius*, em ambientes lênticos, parece evidente o seu efeito negativo sobre as comunidades de anfíbios.

A captura directa não constitui uma ameaça muito relevante para os anfíbios portugueses, merecendo no entanto ser considerada para algumas espécies. Para utilização em laboratório,

didáctica, e gastronómica, *Rana perezi* é a espécie mais capturada, por ser a mais conhecida, conspícua e abundante. Estas capturas poderão não ter consequências muito graves, tanto pelo possivelmente pequeno número (em relação à sua abundância) de exemplares afectados, como devido à tendência para a sua substituição por outros modelos experimentais e didácticos “virtuais” nas áreas da investigação científica e tecnológica e do ensino. O número de *Triturus marmoratus* capturados para mascotes e coleccionismo também não é muito relevante. Existem também, embora aparentemente com pouco impacto nas populações, capturas para coleccionismo e práticas de bruxaria, de várias espécies.

Em Portugal, o extermínio deliberado de anfíbios (e répteis), motivado por falsas crenças e superstições, medo e repugnância, pode ainda ser uma ameaça à sua preservação. Os sapos (*Bufo* sp.) e as salamandras (*Salamandra salamandra*) são os mais afectados.

Têm sido detectadas, por todo o mundo, várias doenças e agentes patogénicos com consequências graves para os anfíbios (ver, por exemplo, HALLIDAY, 1998). Nos últimos anos parece ter havido um aumento do ataque por vírus, bactérias, fungos, nomeadamente quitridiomycetos (ver, por exemplo, BERGER *et al.*, 1998), e outros parasitas, como por exemplo tremátodos. Os parasitas, além de serem directamente nefastos, provocam o aumento da susceptibilidade a outras doenças e parecem estar relacionados com o aumento de malformações (NETTING, 2000; THIEMANN & WASSERSUG, 2000). Não há estudos de casos desta natureza para Portugal, embora haja referências para Espanha, nomeadamente o relato recente de infecção por quitridiomycetos que afectou populações de *Alytes obstetricans* (BOSCH *et al.*, 2001). É possível que este aumento dos ataques por agentes patogénicos se deva a um enfraquecimento do sistema imunitário em muitas espécies de anfíbios, provocado por factores ambientais como as alterações climáticas, a contaminação e o aumento da radiação ultravioleta (HALLIDAY, 1998).

Embora não existam dados específicos para Portugal, trabalhos recentes mostraram que algumas espécies o aumento da radiação ultravioleta provoca mortalidade anormalmente elevada dos ovos, diminuição do sucesso de eclosão e aumento da mortalidade nos estádios larvares iniciais (ver BLAUSTEIN *et al.*, 1998). Alguns trabalhos demonstraram que o aumento da susceptibilidade aos fungos que têm devastado algumas

populações é consequência do aumento da exposição à radiação ultravioleta (ver BLAUSTEIN *et al.*, 1998; HALLIDAY, 1998).

O aquecimento global e as alterações climáticas parecem estar relacionados com o declínio de várias populações de anfíbios no mundo, através de vários mecanismos diferentes, e cadeias de acontecimentos, que integram também o aumento do ataque por agentes patogénicos, em várias fases do ciclo de vida dos anfíbios (HALLIDAY, 1998; KIESECKER *et al.*, 2001; POUNDS, 2001). Não existem no entanto estudos sobre este tema em Portugal.

Não parece existir uma causa única e simples para o declínio generalizado das populações de anfíbios no mundo (ver HALLIDAY, 1998; WAKE, 1998). Além de serem apontadas as causas acima enumeradas, é de referir que alguns destes múltiplos factores parecem muitas vezes interactuar, existindo fenómenos de indução e potenciação. Por exemplo, os predadores (que aumentam nomeadamente com a introdução de peixes em locais onde não existiam e com o constrangimento à vida em massas de água grandes devido ao desaparecimento das pequenas), e os pesticidas, podem ter como efeito indirecto o aumento da susceptibilidade ao envenenamento pelos pesticidas (RELYEA & MILLS, 2001) e o aumento do ataque por parasitas aquáticos (THIEMANN & WASSERSUG, 2000), os quais provocam o aumento da susceptibilidade a doenças e à predação.

É de salientar a importância e urgência da tomada de medidas concretas e implementação de acções no âmbito educacional, dirigidas a toda a população, relacionadas com a chamada de atenção para a importância conservacionista dos anfíbios, desfazendo mitos e crenças, sensibilizando para o seu valor ecológico, científico e estético.

ESTADO DE CONSERVAÇÃO DAS ESPÉCIES

Em Portugal Continental existem actualmente 19 espécies de anfíbios, distribuídos pelas seguintes famílias:

Ordem Urodela

Família Salamandridae

Chioglossa lusitanica (Bocage, 1864)

Pleurodeles waltl (Michaelles, 1830)

Salamandra salamandra (Linnaeus, 1758)

Triturus boscai (Lataste, 1879)

Triturus helveticus (Razoumowsky, 1789)

Triturus marmoratus (Latreille, 1800)
Triturus pygmaeus (Wolterstorff, 1905)

Ordem Anura

Família Discoglossidae

Alytes cisternasii (Boscá, 1879)
Alytes obstetricans (Laurenti, 1768)
Discoglossus galganoi (Capula, Nascetti,
 Lanza, Bullini & Crespo, 1985)

Família Pelobatidae

Pelobates cultripes (Cuvier, 1829)

Família Pelodytidae

Pelodytes ibericus Sánchez-Herráiz,
 Barbadillo, Machordom e Sanchíz, 2000
Pelodytes sp. [*Pelodytes punctatus*
 (Daudin, 1802) ou outra espécie]

Família Bufonidae

Bufo bufo (Linnaeus, 1758)
Bufo calamita (Laurenti, 1768)

Família Hylidae

Hyla arborea (Linnaeus, 1758)
Hyla meridionalis (Boettger, 1874)

Família Ranidae

Rana iberica (Boulenger, 1879)
Rana perezi (Seoane, 1885)

Existem alguns trabalhos de inventariação e caracterização da herpetofauna de determinadas áreas, sobretudo dirigidos a ENPE's (ver, por exemplo, PARGANA *et al.*, 1996), mas também a outras áreas de interesse. Existem alguns estudos biológicos realizados e a decorrer sobre populações ou espécies concretas ou determinadas comunidades (ver à frente). Mas não existe, em geral, informação sistematizada sobre distribuição, abundância e estado de conservação das populações. Em relação a algumas espécies existe informação mais concreta, nomeadamente no caso de *Chioglossa lusitanica*, alvo de vários estudos realizados nos últimos anos, que permitiram conhecer mais sobre a sua biologia e estado das populações (ver à frente).

No "Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal" (S.N.P.R.C.N., 1990) é atribuído a todas as espécies o estatuto de não ameaçado (NT), com excepção dos casos de *Chioglossa lusitanica* e *Triturus helveticus*, aos quais é atribuído o estatuto de insuficientemente conhecido

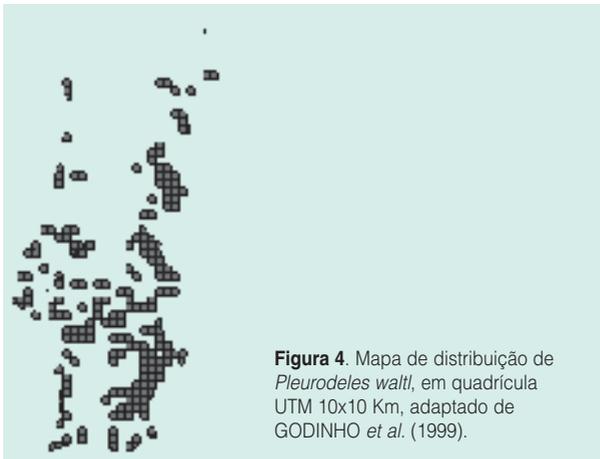
(K). Actualmente está em curso uma revisão dos estatutos de conservação para a herpetofauna portuguesa com base nas "I.U.C.N. Red List Categories: Version 3.1." (I.U.C.N., 2001). Esta revisão irá reflectir os resultados entretanto obtidos no estudo de algumas das espécies, enfatizando a importância conservacionista de algumas das suas populações, que pelo grau de diferenciação genética ou condições de isolamento, merecem particular atenção. São os casos nomeadamente de certas populações de *Chioglossa lusitanica*, *Salamandra salamandra* (considerada ao nível de subespécies), de *Triturus marmoratus* / *Triturus pygmaeus* (com estatuto específico mal definido em determinadas áreas, podendo eventualmente existir hibridação) e de *Pelodytes ibericus* / *Pelodytes* sp. (o reconhecimento específico da segunda forma é duvidoso, podendo ser *P. punctatus*) (ver à frente). São também de realçar as situações já referidas de distribuição particularmente restrita, que se podem considerar de maior ameaça ou susceptibilidade, como é o caso de *Triturus helveticus*, no Norte do país, e o caso de populações isoladas como as de *Alytes obstetricans* e *Rana iberica* na Serra de São Mamede (Alto Alentejo).

Apresentamos os mapas da distribuição conhecida dos anfíbios portugueses, baseados no trabalho de GODINHO *et al.* (1999), em quadrículas UTM 10x10 Km, e alguma informação disponível sobre o estado das suas populações, nomeadamente alguns dos resultados mais relevantes que, do ponto de vista da sua conservação, foram nos últimos anos conseguidos, através de estudos de algumas dessas populações.

Sobre distribuição, biogeografia e história natural destas espécies em Portugal ver também MALKMUS (1995), PLEGUEZUELOS (1997), BARBADILLO *et al.* (1999), ALMEIDA *et al.* (2001) e SALVADOR & PARIS (2001).

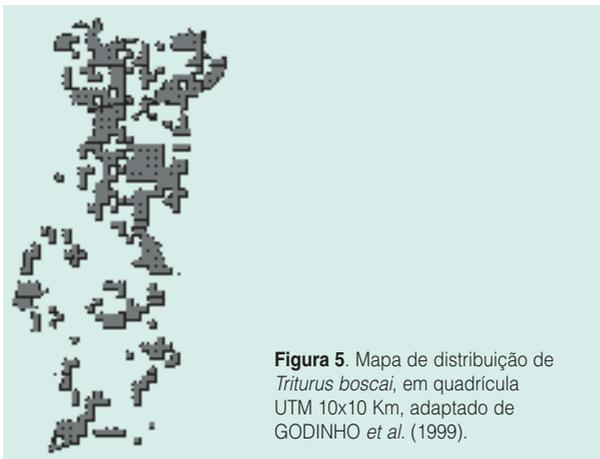
***Pleurodeles waltl* (Michaelles, 1830)**

Sobre esta espécie não existem dados de referência fiáveis que nos permitam avaliar a evolução do estado de conservação das suas populações. É ainda relativamente abundante para Sul do rio Tejo e estende-se para Norte por uma faixa mais ou menos contínua na região mais oriental do país (Beiras e Trás-os-Montes). A Norte do Tejo está praticamente ausente na região do Centro (montanhoso) e no litoral tem uma distribuição muito rarefeita, possivelmente devido à intensa ocupação humana desta área (Figura 4).



***Triturus boscai* (Lataste, 1879)**

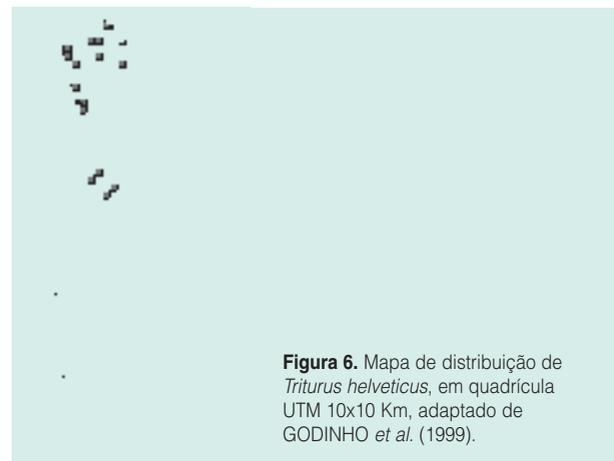
É uma espécie que se distribui por quase todo o país (Figura 5). Parece ser relativamente abundante e não existem dados que apontem para que esteja particularmente ameaçada. Os dados disponíveis sobre a sua distribuição actual sugerem que tenha sofrido algum grau de rarefação, sobretudo na orla litoral para Norte do rio Mondego, área onde as pressões urbanística e industrial são das maiores do país.



***Triturus helveticus* (Razoumowsky, 1789)**

Em Portugal esta espécie está reduzida a algumas populações dispersas concentradas em dois sectores, um no Noroeste do país (Minho), outro na região Centro (médio Mondego) (Figura 6). A evidente fragmentação dos seus habitats e a escassez dos seus efectivos populacionais tornam-na vulnerável. Coexiste, em quase todos os locais em que se encontra, com a sua congénere *T. boscai*, mas sempre com efectivos muito mais reduzidos. Este facto poderá dever-se a vários

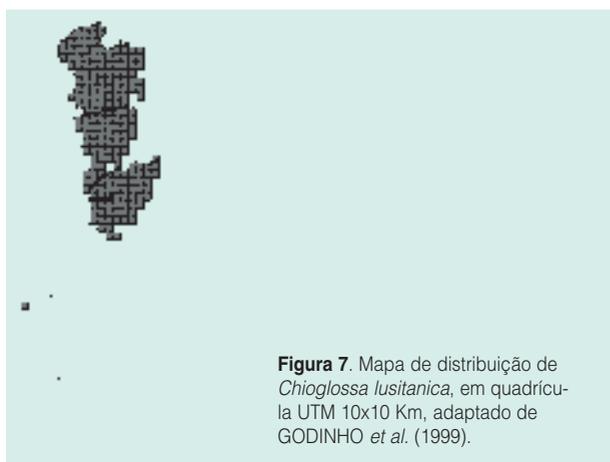
factores, nomeadamente maior susceptibilidade a factores adversos, como por exemplo poluição das águas e alteração dos habitats. No entanto não existem estudos sobre este assunto. É provável que a estes factores negativos mais ou menos recentes se juntem outros factores históricos na explicação da fragmentação e reduzidos efectivos das suas actuais populações. Justifica-se assim o estatuto de insuficientemente conhecida (K) (S.N.P.R.C.N., 1990) que lhe foi atribuído e que implicitamente obrigará à realização de um estudo profundo das suas populações. Esta poderá ser uma das espécies mais ameaçadas da anfíbiofauna portuguesa.



***Chioglossa lusitanica* (Bocage, 1864)**

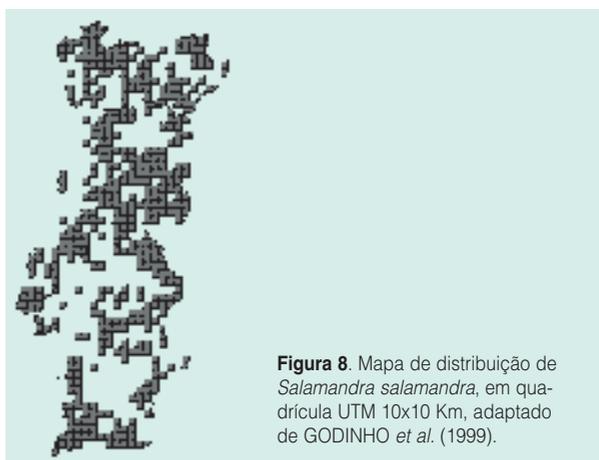
Esta espécie distribui-se por uma larga faixa, mais ou menos contínua, no Noroeste de Portugal, apresentando como limite Sul o rio Tejo (Figura 7). No “Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal” (S.N.P.R.C.N., 1990) foi-lhe atribuído o estatuto de insuficientemente conhecida (K). Posteriormente foi alvo de vários estudos que a tornaram uma das espécies que a nível de Portugal se pode agora considerar uma das melhor conhecidas e que se debruçaram sobre a sua distribuição, ecologia, morfologia e genética (ver SEQUEIRA *et al.*, 1996; ALEXANDRINO *et al.*, 1997; TEIXEIRA *et al.*, 1998; ALEXANDRINO *et al.*, 2000; SEQUEIRA *et al.*, 2001; TEIXEIRA *et al.*, 2001). Uma das conclusões destes estudos foi a de existir uma elevada diferenciação genética das populações a Norte e a Sul do rio Mondego. Este facto coincide com a proposta de reconhecimento de um estatuto subespecífico diferente para as populações meridionais, *C. l. brevidigitata*, incluindo as populações das Serras do Açor, Lousã, Estrela, Alvelos e Muradal. As do Norte ficarão portanto a pertencer

à subespécie *lusitanica* (nominal). Visto que também se observou que é nessas populações meridionais que se concentra grande parte da diversidade genética da espécie (que vai diminuindo para Norte), é necessário dar especial atenção à conservação destas populações e dos seus habitats. Dadas as características biológicas particulares da espécie e o facto de ser um endemismo ibérico e a única representante actual do género, a sua importância científica e conservacionista é extremamente elevada, sendo necessário ter em conta as suas exigências ecológicas.



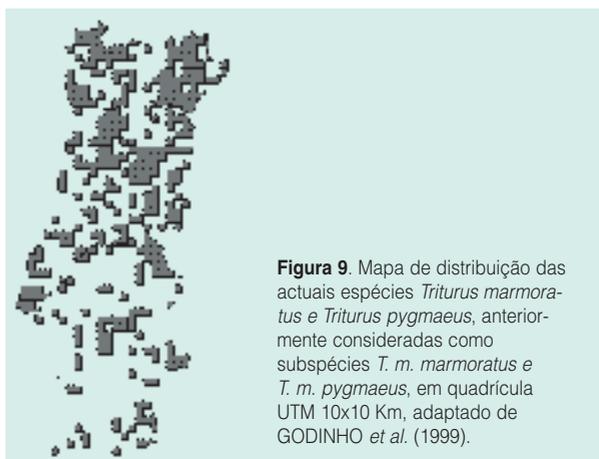
***Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758)**

É uma espécie amplamente distribuída por todo o país (Figura 8). Não existem dados que nos permitam avaliar a evolução do estado de conservação das suas populações. Estudos recentes de análise de proteínas e ADN mitocondrial (GARCÍA-PARÍS *et al.*, 1998; STEINFARTZ *et al.*, 2000) corroboram a existência em Portugal de duas subespécies: a subespécie *gallaica*, que se distribui pela maior parte do território, e uma segunda, subespécie *crespoi*, descrita para a Serra de Monchique (Algarve, Sul de Portugal), que habita a região do Sudoeste alentejano e possivelmente todo o Algarve. Como a subespécie *morenica* se encontra na região da Andaluzia (Espanha), a pouca distância da fronteira com Portugal, coloca-se a hipótese de também poder ocorrer na parte oriental do Baixo Alentejo e Algarve. Estas circunstâncias têm de ser melhor esclarecidas, nomeadamente os limites geográficos destas populações, a fim de se poderem tomar no futuro medidas de conservação mais adequadas à preservação do seu património genético.



***Triturus marmoratus* (Latreille, 1800)**

É uma espécie que se distribui por todo o território a Norte do rio Tejo. Não há dados que indiquem que as suas populações estejam ameaçadas. Até há pouco tempo reconheciam-se dois grupos populacionais, um distribuído para Norte e outro para Sul das montanhas do Sistema Central ibérico, aos quais era atribuído e estatuto de subespécies, *T. m. marmoratus* e *T. m. pygmaeus*, respectivamente. A Figura 9 apresenta a distribuição dessas formas. Trabalhos recentes levaram à proposta de um estatuto específico diferente para aquela última, baseada não só nas suas diferenças morfológicas, mas também citogenéticas e genéticas (análise de ADN mitocondrial) (GARCÍA-PARÍS *et al.*, 1993; GARCÍA-PARÍS *et al.*, 2001). As duas espécies têm uma ampla orla de contacto ao longo do Sistema Central e no seu sector ocidental (Portugal) há algumas populações cujo estatuto taxonómico ainda levanta algumas dúvidas, admitindo-se que nelas possam ocorrer fenómenos de hibridação. Este é um assunto que está presente a ser estudado e terá certamente importância nos futuros planos e estatutos de conservação destas espécies.

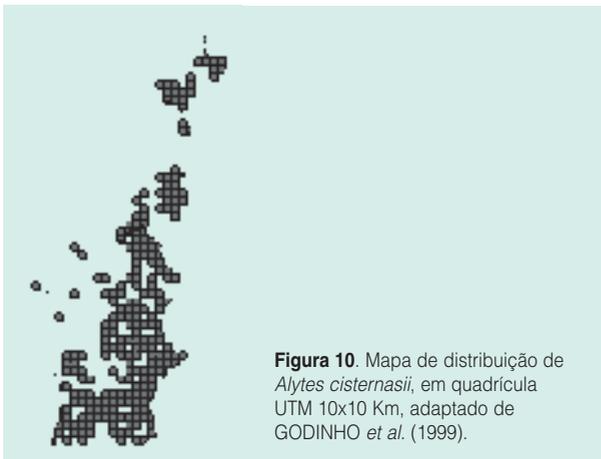


***Triturus pygmaeus* (Wolterstorff, 1905)**

As suas populações ocupam todo o território para Sul do Sistema Central português (Sistema montanhoso Montejunto-Estrela), flanqueando-o para Norte, no litoral, até à região de Aveiro (Figura 9). Todavia, em toda esta área para Norte do rio Tejo o estatuto específico de muitas destas populações não é claro, talvez devido a fenómenos de hibridação (ver texto sobre *T. marmoratus*). Em geral não existe informação que indique que as suas populações estejam particularmente ameaçadas, salvo na orla litoral nortenha, onde a pressão humana é muito intensa.

***Alytes cisternasii* (Boscá, 1879)**

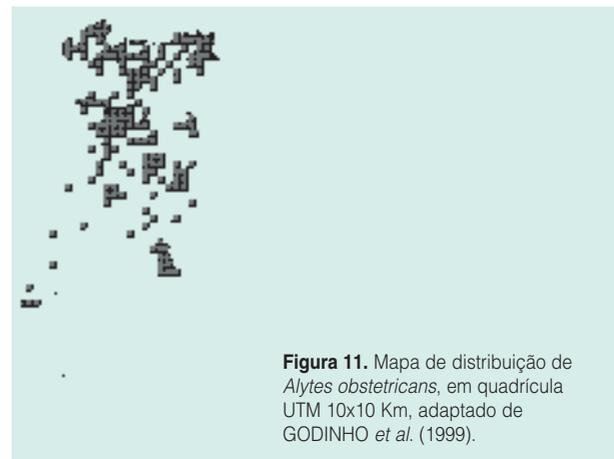
Distribui-se principalmente para Sul do rio Tejo, onde parece estar amplamente dispersa, ser abundante, não existindo dados que indiquem que esteja ameaçada. Estende-se também para Norte ao longo da fronteira com Espanha até ao extremo oriental de Trás-os-Montes (Figura 10). Em toda esta última área está potencialmente em simpatria com *A. obstetricans*, e não se conhece com clareza a sua abundância relativa, estrutura populacional e, consequentemente, o estado de conservação das suas populações. Na região mais ocidental, na periferia do vale do Tejo, existem alguns pequenos núcleos dispersos cujo grau de isolamento é questionável.



***Alytes obstetricans* (Laurenti, 1768)**

É uma espécie ainda aparentemente comum, não havendo informação sobre ameaças particularmente relevantes em grande parte da sua área de distribuição em Portugal

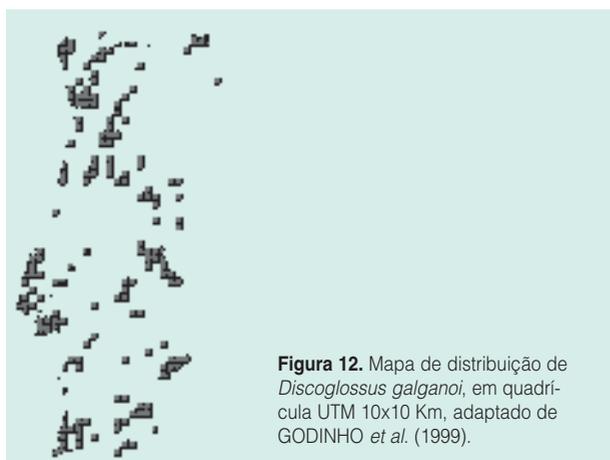
(Figura 11), sobretudo para Norte do rio Tejo. Sofre naturalmente maiores impactes antropogénicos na orla litoral, mais intensamente habitada, os quais têm conduzido à acentuada fragmentação dos seus habitats, e consequentemente das suas populações. Merece particular atenção o caso de um isolado (único) que existe a Sul do rio Tejo, na Serra de São Mamede (Alto Alentejo). Embora estudado do ponto de vista genético e ecológico (ROSA, 1995; PARGANA *et al.*, 1996), pouco se sabe acerca dos seus parâmetros demográficos. Para já, a sua relativa diferenciação genética e a sua situação de isolado geográfico devem levá-lo a ser considerado como uma população a ser alvo de tratamento conservacionista mais particular, na revisão do “Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal” que está em curso. Todas as populações portuguesas de *A. obstetricans* têm sido consideradas como incluídas na subespécie *boscai*. Todavia, estudos recentes de ADN mitocondrial sugerem que a subespécie nominal *obstetricans* se poderia estender por todo o Norte de Portugal até ao rio Douro (FONSECA, 1999). Nestas circunstâncias, à subespécie *boscai* pertenceriam apenas as populações mais meridionais. Estes factos devem igualmente vir a ser contemplados na futura revisão do estatuto de conservação das populações desta espécie.



***Discoglossus galganoi* (Capula, Nascetti, Lanza, Bullini & Crespo, 1985)**

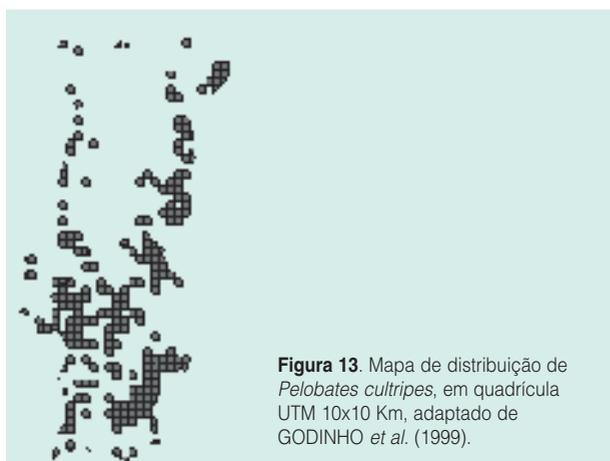
Ocorre por todo o país (Figura 12), embora em núcleos populacionais mais ou menos fragmentados, cujo grau de isolamento é pouco claro. Nas populações conhecidas parecem ser relativamente abundantes e não há dados

que indiquem que estejam particularmente ameaçadas.



***Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829)**

É uma espécie cuja distribuição cobre praticamente todo o território para Sul do rio Tejo (Figura 13), onde é relativamente abundante, não existindo informação que indique que esteja particularmente ameaçada. Estende-se igualmente para Norte, contornando as regiões de maior altitude, através de duas faixas, uma litoral, que se estreita progressivamente e se fragmenta na sua extremidade setentrional, outra interior, fronteiriça, que se expande até à parte oriental de Trás-os-Montes. A fragmentação e isolamento de algumas pequenas populações mais setentrionais e interiores podem não ter resultado da intervenção humana, mas de uma eventual retracção histórica de uma mais ampla distribuição setentrional ou até de uma mais recente colonização através de vales de alguns rios destas regiões.

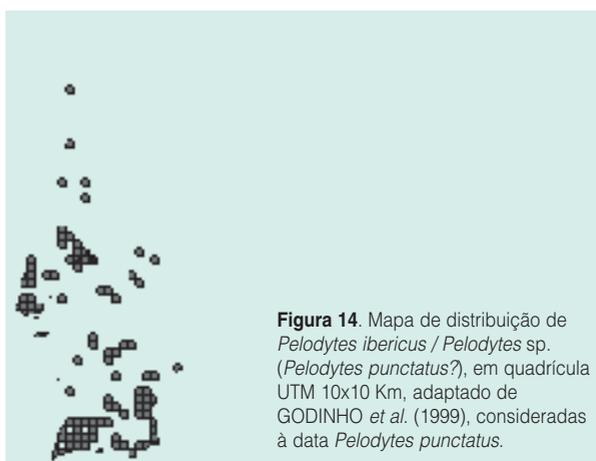


***Pelodytes ibericus* Sánchez-Herráiz, Barbadillo, Machordom e Sanchíz, 2000 / *Pelodytes* sp. [*Pelodytes punctatus* (Daudin, 1802)?]**

Até há relativamente poucos anos todas as populações portuguesas de *Pelodytes* estavam atribuídas à espécie *Pelodytes punctatus* (Daudin, 1802) e, embora os hábitos secretivos deste animal tornassem difícil a avaliação do seu estado de conservação, não foram detectadas, objectivamente, causas que a ameaçassem de forma particular. Estas populações ocupam principalmente o Sul e a costa Norte atlântica do país (Figura 14).

No princípio dos anos 90 (PAILLETTE *et al.*, 1992), com base no estudo dos cantos de populações do Nordeste do Algarve, sugeriu-se que estas poderiam ter um nível de diferenciação susceptível de as discriminar de um ponto de vista taxonómico (subespécie ou espécie). Alicerçados nesta sugestão, SÁNCHEZ-HERRÁIZ *et al.* (2000), e apoiados num mais completo estudo bioacústico, morfológico, alozimático e de análise de ADN mitocondrial, que teve por alvo diversas populações do Sudoeste ibérico, descreveram uma nova espécie, *P. ibericus*. Segundo os autores, esta espécie incluiria não só as referidas populações do Nordeste algarvio, mas, embora com algumas dúvidas, todas as restantes populações portuguesas.

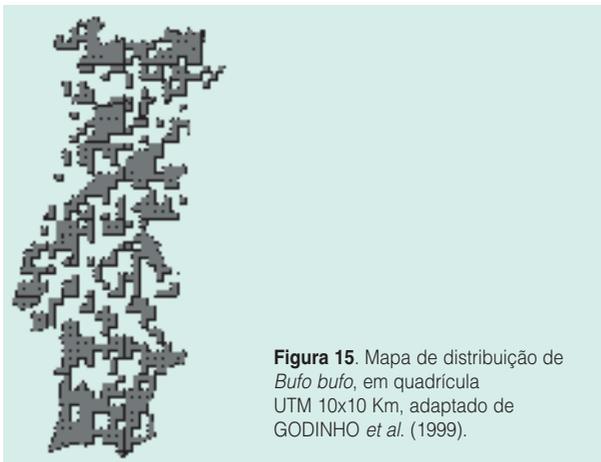
No caso particular de Portugal, trabalhos em vias de publicação, de bioacústica e genética (ver PARGANA, 1998), colocam porém a hipótese de *P. ibericus* não ser a única espécie de *Pelodytes* portuguesa. Pelo menos no Norte e na orla litoral ocidental portuguesa haverá provavelmente uma outra



espécie, que *a priori* se admite poder ser *P. punctatus* (ou forma afim). Este é um assunto que terá de ser clarificado, nomeadamente com o esclarecimento do seu estatuto taxonómico e com o estabelecimento dos limites mais ou menos precisos das respectivas distribuições, para que de futuro se possa intervir mais adequadamente na conservação das suas populações.

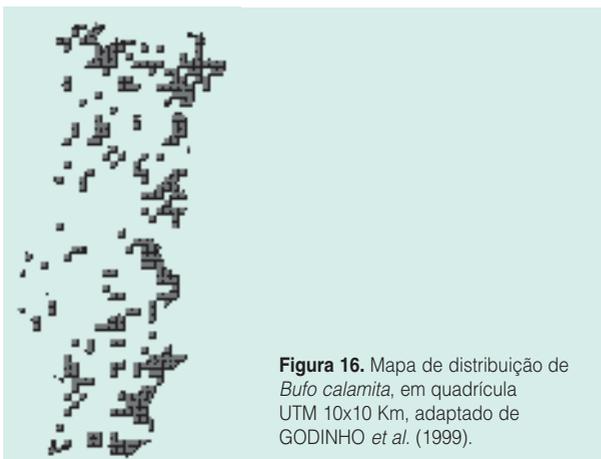
***Bufo bufo* (Linnaeus, 1758)**

Esta espécie distribui-se amplamente por todo o território português (Figura 15) e não há dados que indiquem que se encontre particularmente ameaçada.



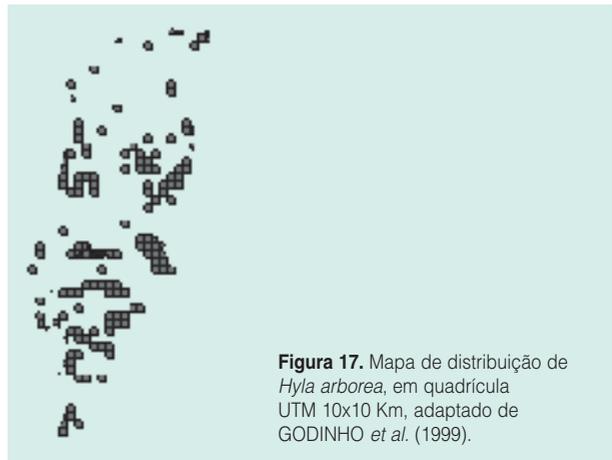
***Bufo calamita* (Laurenti, 1768)**

Tal como a sua congénere *B. bufo*, esta espécie distribui-se por todo o país (Figura 16), não existindo informação que indique que esteja especialmente ameaçada.



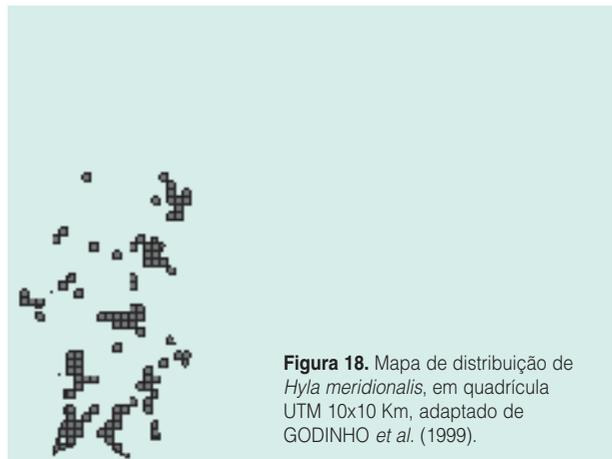
***Hyla arborea* (Linnaeus, 1758)**

Esta espécie distribui-se por quase todo o país, com excepção, aparentemente, do Sudeste alentejano e de grande parte da província mais meridional, o Algarve, onde apenas penetra no seu extremo ocidental (Figura 17). Sobretudo para Sul do Tejo surge frequentemente em situações de simpatria com a sua congénere, *H. meridionalis*. Embora apresente uma estrutura em núcleos populacionais mais ou menos dispersos, os seus efectivos são numerosos e não há informação que sugira que esteja particularmente ameaçada.



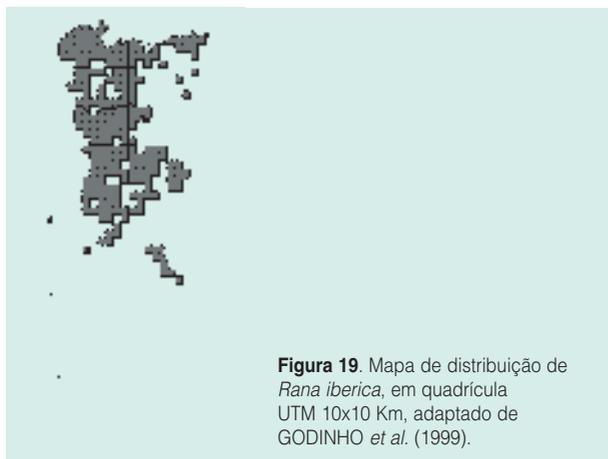
***Hyla meridionalis* (Boettger, 1874)**

Em Portugal, distribui-se principalmente para Sul do rio Tejo, incluindo todo o Algarve (onde praticamente não se encontra *H. arborea*) (Figura 18). A Norte do Tejo surge em núcleos muito fragmentados, cujo nível de isolamento não é claro. Pelo menos a Sul do Tejo as suas populações têm efectivos elevados e não há dados que indiquem que estejam especialmente ameaçadas.



***Rana iberica* (Boulenger, 1879)**

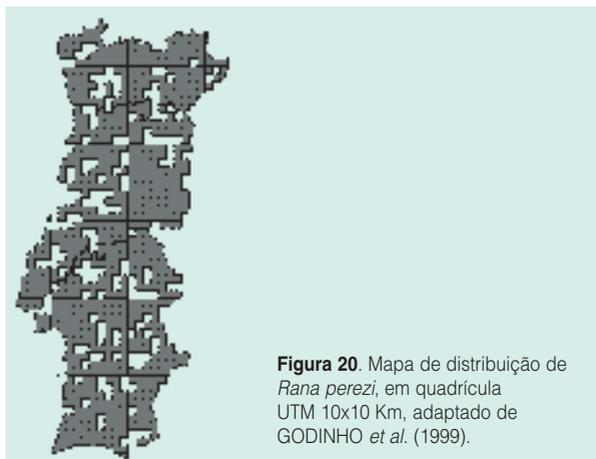
Distribui-se por todo o Norte e Centro de Portugal, sobretudo pelas regiões mais montanhosas (Figura 19). No litoral Centro existem alguns escassos núcleos isolados que indiciam que nesta área tenha sofrido, muito provavelmente, fortes e negativos impactes humanos que terão colidido com os seus relativamente exigentes requisitos de águas não poluídas. A Sul do Tejo existe um isolado populacional muito interessante e relativamente bem preservado, na Serra de São Mamede (Alto Alentejo). Do ponto de vista conservacionista, as populações do Norte e as das regiões montanhosas do Centro, em aparente continuidade, têm efectivos numerosos e não há dados que indiquem que estejam ameaçadas. Diferente é o caso das populações residuais do litoral Centro (PAULO & VICENTE, 1989), que poderão estar condenadas, a curto prazo, à extinção. Um estatuto de conservação particular deve ser atribuído à população da Serra de São Mamede, não só pelo seu isolamento geográfico, mas também pelo seu relativamente elevado nível de diferenciação genética (ROSA, 1995).



***Rana perezi* (Seoane, 1885)**

É talvez a espécie mais difundida, abundante e conspícua da anfíbiofauna portuguesa (Figura 20). No entanto, é também, por este motivo, aquela em que se torna mais evidente uma significativa redução dos seus efectivos globais. Como a sua plasticidade ecológica lhe permite colonizar praticamente todos os tipos de ambientes, desde as planícies às montanhas, zonas menos ou mais poluídas, reflecte todo o conjunto de circunstâncias que de algum modo tendem a reduzir as populações de anfíbios portugueses. Em determinadas regiões, sobretudo nas fronteiriças, como

por exemplo no Alto Alentejo, é ainda alvo de captura para consumo gastronómico, hábito que parece ter recrudescido na última década.



AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Luís Vicente os comentários e críticas ao documento e ao José Carlos Brito a documentação cedida. O Departamento de Zoologia e Antropologia (Museu Bocage) do Museo Nacional de História Natural da Universidade de Lisboa e o Parque Natural da Serra de São Mamede apoiaram logisticamente a elaboração deste documento. MF foi financiada pela bolsa PRAXIS XXI/BD/13655/97 da Fundação para a Ciência e a Tecnologia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

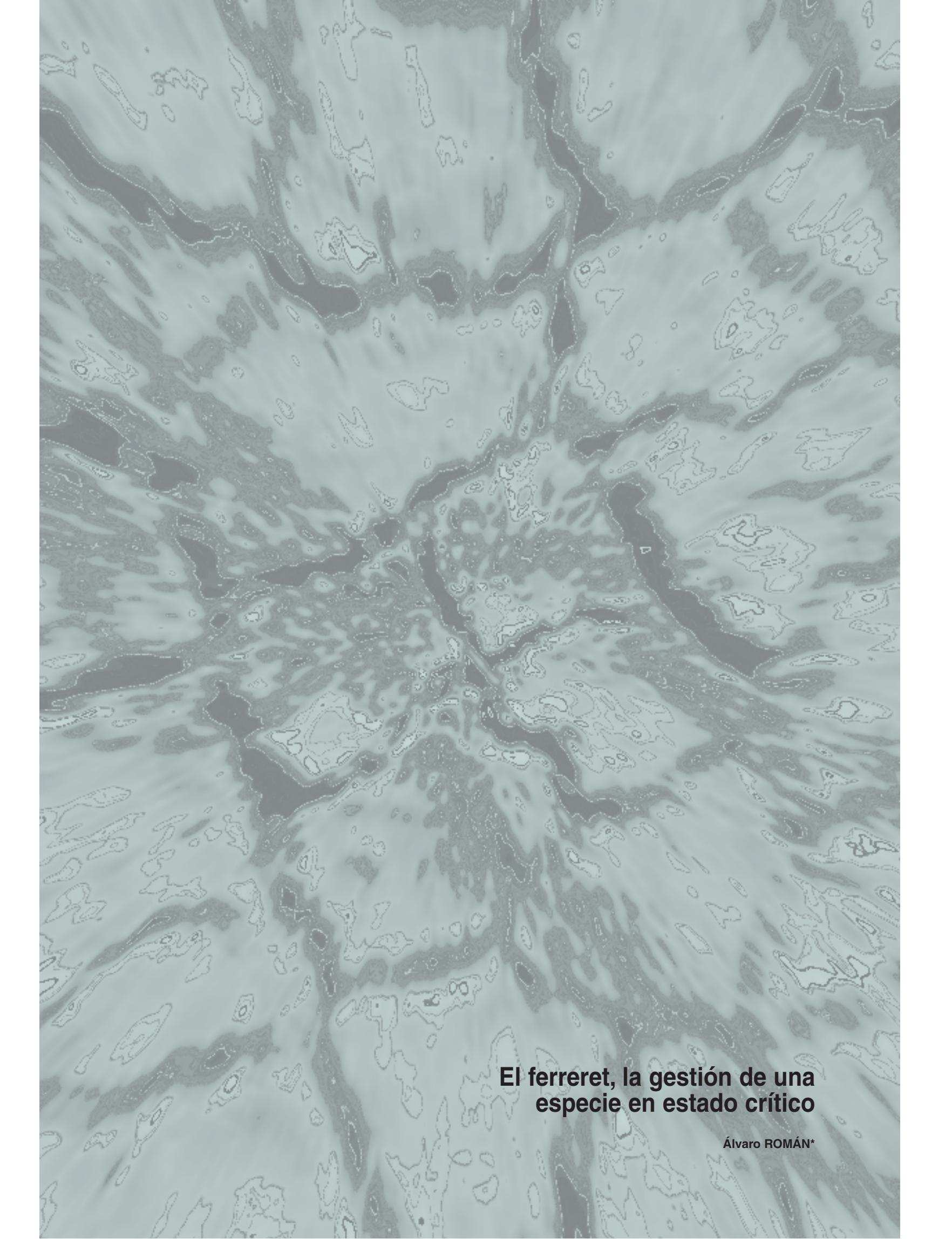
- ALEXANDRINO, J., FERRAND, N. & ARNTZEN, J.W.
1997 Genetic Variation in Some Populations of the Golden-Striped Salamander, *Chioglossa lusitanica* (Amphibia: Urodela), in Portugal. *Biochem. Genetics*, 35(11/12): 371-381.
- ALEXANDRINO, J., FROUFE, E., ARNTZEN, J.W. & FERRAND, N.
2000 Genetic subdivision, glacial refugia and postglacial recolonization in the golden-striped salamander, *Chioglossa lusitanica* (Amphibia: Urodela). *Mol. Ecol.*, 9: 771-781.

- ALMEIDA, N., ALMEIDA, P., GONÇALVES, H., SEQUEIRA, F., TEIXEIRA, J. & ALMEIDA, F.
2001 *Guia FAPAS Anfíbios e Répteis de Portugal*. FAPAS. Porto.
- BARBADILLO, L.J., LACOMBA, J.I., PÉREZ-MELLADO, V., SANCHO, V. & LÓPEZ-JURADO, L.F.
1999 *Anfíbios y Reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial Planeta. Barcelona.
- BERGER, L., SPEARE, R., DASZAK, P., GREEN, D.E., CUNNINGHAM, A.A., GOGGIN, C.L., SLOCOMBE, R., RAGAN, M.A., HYATT, A.D., MCDONALD, K.R., HINES, H.B., LIPS, K.R., MARANTELLI, G. & PARKES, H.
1998 Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 95(15): 9031-9036.
- BLAUSTEIN, A.R., KIESECKER, J.M., CHIVERS, D.P., HOKIT, D.G., MARCO, A., BELDEN, L.K. & HATCH, A.
1998 Effects of Ultraviolet Radiation on Amphibians: Field Experiments. *Am. Zool.*, 38(6): 799-812.
- BLAUSTEIN, A.R. & WAKE, D.B.
1990 Declining Amphibian Populations: A Global Phenomenon? *Trends Ecol. Evol.*, 5(7): 203-204.
- 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.
- D.G.A.
2003 *Atlas do Ambiente*. D.G.A. <http://www.iambiente.pt/atlas/index.html>
- FONSECA, A.S.
1999 *Filogeografia do sapo parteiro comum Alytes obstetricans através da análise do polimorfismo do citocromo b (DNA mitocondrial)*. Tese de Mestrado. Universidade do Porto. Porto.
- GARCÍA-PARÍS, M., ALCOBENDAS, M. & ALBERCH, P.
1998 Influence of the Guadalquivir River Basin on Mitochondrial DNA Evolution of *Salamandra salamandra* (Caudata: Salamandridae) from Southern Spain. *Copeia*, 1998(1): 173-176.
- GARCÍA-PARÍS, M., ARANO, B. & HERRERO, P.
2001 Molecular characterization of the contact zone between *Triturus pygmaeus* and *T. marmoratus* (Caudata: salamandridae) in Central Spain and their taxonomic assessment. *Rev. Esp. Herp.*, 15: 115-126.
- GARCÍA-PARÍS, M., HERRERO, P., MARTÍN, C., DORDA, J., ESTEBAN, M. & ARANO, B.
1993 Morphological characterization, cytogenetic analysis, and geographical distribution of the Pygmy Marbled Newt *Triturus marmoratus pygmaeus* (Wolterstorff, 1905) (Caudata: Salamandridae). *Bijdr. Dierkunde*, 63(1): 3-14.
- GODINHO, R., TEIXEIRA, J., REBELO, R., SEGURADO, P., LOUREIRO, A., ÁLVARES, F., GOMES, N., CARDOSO, P., CAMILO-ALVES, C. & BRITO, J.C.
1999 Atlas of the Portuguese herpetofauna: an assemblage of published and new data. *Rev. Esp. Herp.*, 13: 61-82.
- HALLIDAY, T.
1998 A declining amphibian conundrum. *Nature*, 394: 418-419.
- HOULAHAN, J.E., FINDLAY, C.S., SCHMIDT, B.R., MEYER, A.H. & KUZMIN, S.L.
2000 Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- I.U.C.N.
2001 *I.U.C.N. Red List Categories: Version 3.1*. Preparado por: I.U.C.N. Species Survival Commission. I.U.C.N. Gland & Cambridge.
- KIESECKER, J.M., BLAUSTEIN, A.R. & BELDEN, L.K.
2001 Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, 410: 681-684.
- 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 e Portugal*. Ed: PLEGUEZUELOS, J.M. Editorial Universidad de Granada / Asociación Herpetológica Española. Granada.
- MACHADO, E., SILVA, L. & ELIAS, R.
1997 Distribution of *Triturus cristatus carnifex* (Amphibia: Salamandridae) on São Miguel island (Azores). *Arquipélago. Life Mar. Sci.*, 15A: 97-102.

- MALKMUS, R.
1995 *Die Amphibien und Reptilien Portugals, Madeiras und der Azoren*. Westarp Wissenschaften. Magdeburg.
- MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M.
2002 Conservación de los Anfibios y Reptiles de España. pp. 345-383. In: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Eds: PLEGUEZUELOS, J.M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Asociación Herpetologica Española. Madrid.
- NETTING, J.
2000 Pesticides implicated in declining frog numbers. *Nature*, 408: 760.
- PAILLETTE, M., OLIVEIRA, M.E., ROSA, H.D. & CRESPO, E.G.
1992 Is there a dialect in *Pelodytes punctatus* from southern Portugal? *Amphibia-Reptilia*, 13: 97-108.
- PARGANA, J.M.
1998 *Características espectrais e temporais e correlações genéticas do canto de acasalamento de Pelodytes punctatus (Amphibia, Anura)*. Tese de Mestrado. Universidade de Lisboa. Lisboa.
- PARGANA, J.M., PAULO, O.S. & CRESPO, E.G.
1996 *Anfibios e Répteis do Parque Natural da Serra de S. Mamede*. Parque Natural da Serra de S. Mamede - Instituto da Conservação da Natureza. Portalegre.
- PAULO, O. & VICENTE, L.A.
1989 Novos dados sobre a distribuição e ecologia de *Rana iberica* Boulanger 1879 em Portugal. In: *Treballs d'Ictiologia i Herpetologia*. Eds: FONTANET, X. & HORTA, N. *Treballs Soc. Cat. d'Ictiologia i Herpetologia*, 2: 186-192.
- PLEGUEZUELOS, J.M. (Ed.)
1997 *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España e Portugal*. Editorial Universidad de Granada / Asociación Herpetológica Española. Granada.
- POUNDS, J.A.
2001 Climate and amphibian declines. *Nature*, 410: 639-640.
- RELYEA, R.A. & MILLS, N.
2001 Predator-induced stress makes the pesticide carbaryl more deadly to gray treefrog tadpoles (*Hyla versicolor*). *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 98(5): 2491-2496.
- ROSA, H.
1995 *Estrutura e Diferenciação Genética de Populações de Anuros da Fauna Portuguesa*. Tese de Doutoramento. Universidade de Lisboa. Lisboa.
- ROSA, H. & CRESPO, E.G.
1997 La conservación de los anfibios y reptiles en Portugal. pp. 517-529. In: *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España e Portugal*. Ed: PLEGUEZUELOS, J.M. Editorial Universidad de Granada / Asociación Herpetológica Española. Granada.
- S.N.P.R.C.N.
1990 *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. S.N.P.R.C.N. Lisboa.
- SALVADOR, A. & PARÍS, M.G.
2001 *Anfibios Españoles - Identificación, Historia Natural y Distribución*. Canseco Editores S.L. Talavera de la Reina.
- SÁNCHEZ-HERRÁIZ, M.J., BARBADILLO, L.J., MACHORDOM, A. & SANCHIZ, B.
2000 A new species of Pelodytid frog from the Iberian Peninsula. *Herpetologica*, 56(1): 105-118.
- SEQUEIRA, F., GONÇALVES, H., FARIA, M.M., MENESES, V. & ARNTZEN, J.W.
2001 Habitat-structural and meteorological parameters influencing the activity and local distribution of the golden-striped salamander, *Chioglossa lusitanica*. *Herpetol. J.*, 11: 85-90.
- SEQUEIRA, F., TEIXEIRA, J., ALEXANDRINO, J., LIMA, V. & FERRAND, N.
1996 Distribución de *Chioglossa lusitanica* en Portugal. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, (7): 7-8.
- STEINFARTZ, S., VEITH, M. & TAUTZ, D.
2000 Mitochondrial sequence analysis of *Salamandra* taxa suggests old splits of major lineages and postglacial recolonizations of Central Europe from distinct source populations of *Salamandra salamandra*. *Mol. Ecol.*, 9: 397-410.

- TEIXEIRA, J., FERRAND, N. & ARNTZEN, J.W.
2001 Biogeography of the golden-striped salamander *Chioglossa lusitanica*: a field survey and spatial modelling approach. *Ecography*, 24: 618-624.
- TEIXEIRA, J., SEQUEIRA, F., ALEXANDRINO, J. & FERRAND, N.
1998 *Bases para a Conservação da Salamandra-lusitânica, Chioglossa lusitanica*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- THIEMANN, G.W. & WASSERSUG, R.J.
2000 Patterns and consequences of behavioral responses to predators and parasites in *Rana* tadpoles. *Biol. J. Linnean Soc.*, 71: 513-528.
- WAKE, D.B.
1991 Declining Amphibian Populations. *Science*, 253: 860.
- WAKE, D.B.
1998 Action on Amphibians. *Trends Ecol. Evol.*, 13(10): 379-380.





**El ferreret, la gestión de una
especie en estado crítico**

Álvaro ROMÁN*

El ferreret, la gestión de una especie en estado crítico

GAKO HITZAK: sarturiko harrapakariak, *Alytes muletensis*, Arroil karstikoak, berreskuratze plana, sartzapenak.

KEY WORDS: introduced predators, *Alytes muletensis*, karstic gorges, recovery plan, reintroductions.

PALABRAS CLAVE: depredadores introducidos, *Alytes muletensis*, barrancos kársticos, plan de recuperación, reintroducciones.

Álvaro ROMÁN*

LABURPENA

Balearretako txantxikua, "Ferreret", Mailorkako anuro endemikoa da eta dituen moldaketa ebolutiboek galtzeko zorian egotera eraman dute. Egungo banaketak nahita sarturiko kanpoko ornodun espezieek eragindako harrapaketan du oinarria eta horregatik, geratzen diren populazioegune gehienak espezie horientzat iristezinak diren tokitan aurkitzen dira, arroil karstikoetan. Gaur egungo beste mehatsuak dira infekzio eta izurriteak, kutsadura, populazio bideragarritasun eza, lehorrea eta espolazioa besteak beste. 1991ean Balearretako *Conselleria de Medi Ambient* delakoak Ferrereta Berreskuratze Planoa abian jarri zuen. Hasieratik, urtero populazio guztien zentsua eta harrapakarien kontrola, *Natrix maura* espeziarena batik bat, egin da, eta gatibutasunean hazitako animalien bidezko sartzapenak burutzuz populazioegune berriak eratu dira. Orain, Berreskuratze Planak izan duen arrakastaren ondoren, gatibutasunean hazitako animaliak sartzeari uztea eta espeziarentzako goi-mailako segurtasun irizpidez aukeraturiko eremuetan indibiduen kopurua emendatzea gomendatzen da.

SUMMARY

The Majorcan midwife toad (locally known as ferreret) is an anuran which is endemic to Majorca, with certain evolutionary adaptations that have brought it close to extinction. Its current distribution can primarily be explained by predation from introduced species of vertebrates: most remaining populations are located in a habitat which is inaccessible to these species, the karstic ravines. Other threats at this time include infection, pollution, the non-viability of the population, drought and destruction of the habitat. In 1991 the Environment Department of the Regional Government of the Balearic Islands set up its Midwife Toad Recovery Plan. Since then, an annual census has been conducted of all populations, predators (chiefly *Natrix maura*) - have been culled, and new populations have been created from animals bred in captivity. After the considerable success of the recovery plan, it is now recommended that the programme of releasing animals bred in captivity be abandoned and that numbers should be increased in habitats selected using criteria of maximum safety for the species.

RESUMEN

El ferreret es un anuro endémico de Mallorca con unas adaptaciones evolutivas que le han llevado a una situación próxima a la extinción. Su distribución actual se explica básicamente por razones de depredación por parte de especies de vertebrados introducidas y la mayor parte de las poblaciones se encuentran en un hábitat inaccesibles a estas especies, los barrancos kársticos. Otras amenazas actuales son las infecciones, la polución, la inviabilidad poblacional, la sequía y el expolio. En 1991 la *Conselleria de Medi Ambient* de Balears puso en marcha el Plan de Recuperación del Ferreret. Desde su inicio se ha realizado un censo anual de todas las poblaciones, el control de los depredadores, principalmente de *Natrix maura* y la creación de nuevas poblaciones a partir de animales criados en cautividad. Actualmente, después de importantes éxitos en el plan de recuperación, se recomienda abandonar el programa de liberación de animales criados en cautividad e incrementar los efectivos en hábitats seleccionados bajo criterios de máxima seguridad para la especie.

* Álvaro Román Hernández, biólogo de la Asociación para la Recuperación del Ferreret.
FONSFERRERET@terra.es

1. UNA RELIQUIA DEL PASADO

El ferreret (*Alytes (Baleaprhynne) muletensis* (SANCHÍZ & ADROVER, 1977) (foto 1) es uno de los vertebrados más amenazados de Europa. Es un pequeño anuro endémico de la isla de Mallorca (MAYOL, 1985), que pertenece a la primitiva familia *Discoglossidae*. La especie no fue descrita hasta el año 1981. Fue en 1980 cuando se consiguieron las primeras evidencias de la supervivencia de la especie en algunos torrentes de la serra de

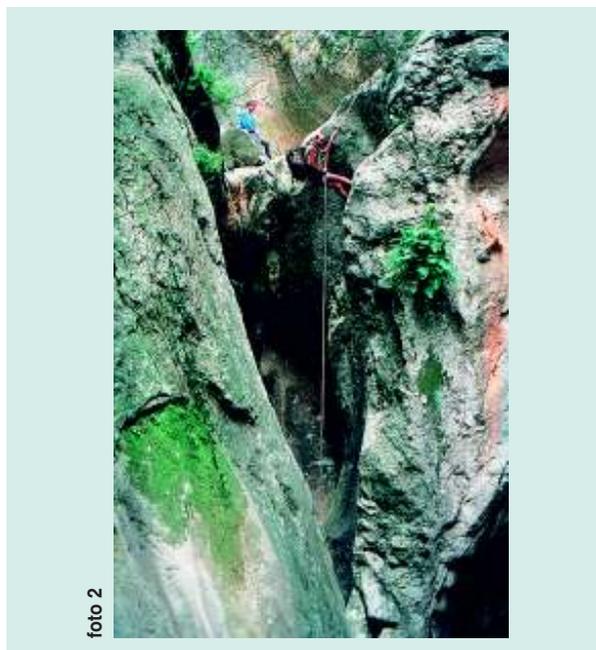


Tramuntana (MAYOL & ALCOVER, 1981). No obstante había sido descrito como fósil el año 1977 y, posteriormente en Menorca, se describió otra especie fósil muy parecida (*Alytes (Baleaprhynne) talaioticus* (SANCHÍZ & ADROVER, 1977).

Presumiblemente el ancestro de los ferrerets colonizó las Gimnesias hace 5 millones de años, en el transcurso del periodo Mesiniense. Como consecuencia de una evolución insular, sin presión de depredadores, este anfibio ha desarrollado, entre otras adaptaciones, un reducido esfuerzo reproductor y un volumen de huevo mayor que el de los *Alytes* continentales (40% superior). Debido a sus características es una especie sumamente vulnerable y fácil de extinguir si no se conservan sus requerimientos ecológicos.

Los yacimientos en los que se han encontrado restos fósiles y subfósiles de *Alytes* en Mallorca y Menorca nos indican que antes de la llegada del hombre ocupaba la práctica totalidad de las islas.

Con la llegada del hombre a las Gimnesias hace poco más de 4000 años se rompieron las condiciones de aislamiento y se extinguió la mayor parte de la fauna vertebrada autóctona. La introducción de especies exóticas por antropocoria supuso el inicio del declive de *Alytes muletensis* y la extinción completa de *Alytes talaioticus* (ALCOVER *et al.*, 1983). El ferreret de Mallorca sufrió una intensa regresión hasta quedar acantonado en algunos barrancos kársticos de la Serra de Tramuntana (foto 2). Este refugio biológico mantiene unas condiciones sumamente peculiares que



han impedido en buena medida el acceso a los depredadores introducidos. El ferreret, debido a sus costumbres escaladoras y fisurícolas, ha podido sobrevivir.

La depredación por parte de la culebra viperina (*Natrix maura*) (ROMÁN & MANZANO, 2000) (foto 3) y probablemente también de la comadreja (*Mustela nivalis*) representa una presión

foto 3



que las características reproductivas de *Alytes muletensis* no pueden amortiguar. La rana común ejerce una competencia por el espacio y, ocasionalmente puede depredar sobre *Alytes muletensis* (BUSH, 1993). Otras alteraciones del hábitat relacionadas directamente con el hombre (construcción de presas, vertidos en torrentes, etc) han contribuido a la regresión de *Alytes* hasta tiempos recientes (MAYOL & ALCOVER, 1984).

2. ECOLOGÍA Y DISTRIBUCIÓN DEL FERRERET

Hoy la distribución global de *Alytes muletensis* se considera disjunta y fragmentada. Debido a su reducida distribución geográfica y a los escasos efectivos de sus poblaciones es considerado como en peligro crítico en el libro rojo de anfibios y reptiles de España (ROMÁN, 2002).

Actualmente la especie ocupa dos tipos de hábitats (ROMÁN & MAYOL, 1995) situados en formaciones kársticas de distintas tipologías:

- torrentes cársticos en los cuales la red hidrográfica da lugar a barrancos muy estrechos.
- Puntos de agua aislados en zonas abiertas de montaña situados en campos de lapiaz o dolinas.

La distribución actual se explica básicamente por razones de depredación. La mayor parte de las poblaciones (12 localidades) se encuentran en los cañones kársticos. En algunas de las cuencas habitadas por *A. muletensis*, también encontramos, en sectores más accesibles, poblaciones de *Natrix maura* y *Rana perezi*. La presión depredadora del ofidio configura el límite de distribución longitudinal de *A. muletensis* en estos cauces.

En los barrancos cársticos, gracias al efecto del encajonamiento, el agua permanece almacenada en pozas de forma y volumen muy variable en las que viven los renacuajos. Los adultos, gracias a su adaptación a la escalada y a los hábitos fisurícolas, pasan la mayor parte del tiempo en el interior de pequeñas grietas de las paredes calcáreas.

Un segundo grupo de poblaciones (3 localidades) se encuentran en puntos de agua aislados en áreas abiertas de montaña, vinculadas a receptáculos de origen antrópico (abrevaderos, aljibes, etc) (ROMAN & MAYOL, 1995) y siempre en cuencas en las que existen poblaciones en barrancos.

3. FACTORES DE RIESGO ACTUALES

Las poblaciones de la especie se encuentran fragmentadas. El tamaño de la mayoría de ellas impide una conexión. El trasiego genético entre poblaciones resulta imposible a día de hoy.

Las poblaciones de ferreret se encuentran hoy en día expuestas a un riesgo potencial de infecciones por parte de agentes patógenos. Resulta especialmente difícil de controlar este factor en los barrancos, visitados anualmente por centenares de excursionistas. Esta afluencia de gente genera además una polución importante en un ecosistema hasta hace pocos años impoluto.

Algunas poblaciones corren un riesgo potencial de inviabilidad por su propio tamaño. No existen estudios que determinen cual es el grado de viabilidad de las poblaciones.

Durante los últimos años la sequía en el área mediterránea ha sido grave y acumulada. Es un hecho constatado que las poblaciones disminuyen a medida que desaparecen las pozas disponibles para la especie.

La depredación por *Natrix maura* es el factor conocido que produce las mayores mortalidades aparentes de ferreret. El ofidio se ha encontrado hasta ahora en 6 localidades habitadas por el anfibio. Existe un gran desconocimiento de la dinámica de las poblaciones de *Natrix* en la Serra de Tramuntana.

La *Conselleria de Medi Ambient* responsable de la conservación del ferreret tiene información sobre el expolio de una población de ferreret, de la oferta de ferrerets en el mercado clandestino y de la cría ilegal de ferrerets. La magnitud de este problema es completamente desconocida por las autoridades.

4. EL PLAN DE RECUPERACIÓN DEL FERRERET

En el año 1991 el Gobierno Balear redactó y puso en marcha el Plan de recuperación del ferreret (PRF) (CRIADO & MEJIAS, 1991). Con la finalidad principal de que la especie alcanzara un nivel poblacional y de distribución que permitiese garantizar su continuidad sin actuaciones sobre la población ni el hábitat. Con este objetivo principal se determinaron unos criterios indicadores de superación de su estado de amenaza:

- Existencia de poblaciones estables en un mínimo de 10 torrentes (en aquel momento se conocía su existencia en 7)
- Un número mínimo de individuos por torrente.

Los objetivos básicos del PRF son el seguimiento de la evolución demográfica de cada población, el seguimiento de los hábitats, la cría en cautividad y la liberación de ejemplares, y en caso de regresión de alguna población determinar y corregir las causas.

4.1. Evolución demográfica

Desde el inicio del seguimiento anual en 1991, los datos de censo de las larvas en cada localidad han servido como indicador de la salud de las poblaciones de la especie.

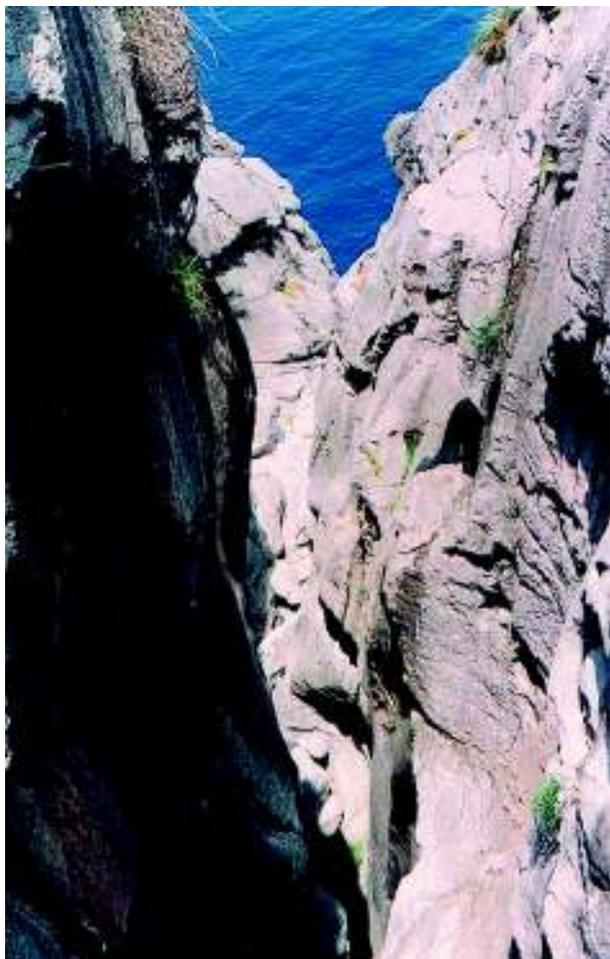


foto 4: Un torrente.

El estudio de la evolución de la abundancia de larvas es un parámetro que debe ser considerado a nivel de la localidad. La información demográfica consistente y de interés en cuanto a la conservación de la especie está contenida en la evolución particular de cada población.

La evolución de la población total (suma de todas las larvas) lleva una información muy troncada: no describe la alta heterogeneidad de situaciones en cada una de las localidades. En el año 2002, esta suma total no se pudo calcular porque varios torrentes no fueron censados. En las localidades censadas, $\Sigma=12508$. En los torrentes 2B y 7B se estimó $\Sigma=7500$ larvas. En 6*, 4C, 11A*, no se pudo dar una estimación.

4.2. Dinámica de población

Como resultado del plan de recuperación se dispone de una serie temporal de 12 años consecutivos, incluyendo desafortunadamente algunas *missing values*. Esta serie tiene gran valor: es probablemente única en Europa visto que contiene

información sobre TODAS las localidades conocidas con ferreret. Es decir, disponemos de una serie temporal sobre la población global de la especie. La serie es aún corta para un análisis estadístico de tipo *Serie temporal* (hacen falta datos sobre 20/25 años). Por todo ello es esencial continuar realizando censos anuales de todas las poblaciones.

Para determinar una evolución demográfica real de la(s) población(es), hace falta trabajar con los adultos y desarrollar modelos basados en el análisis de su captura-recaptura (supervivencia de los adultos).

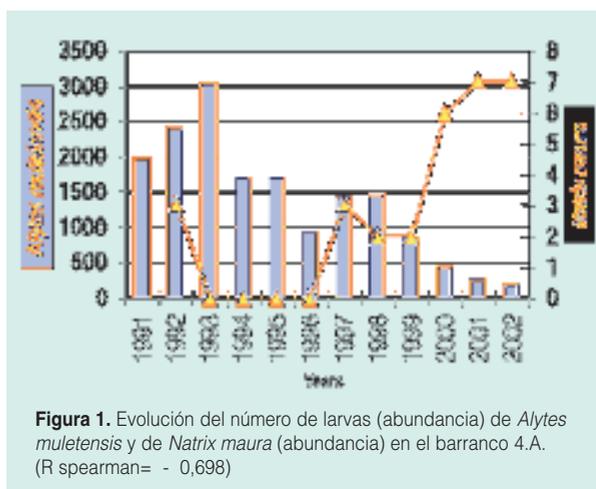
El tamaño de la puesta es conocido por observaciones y recolección de puestas vacías (*clutch* = +/- 11 huevos, para calcular con exactitud) (BUSH, 1993) en el campo y los centros de cría. Otros parámetros parecen difíciles de medir: *sex-ratio*, tamaño de la población reproductora, longevidad...

Varios elementos dificultan el estudio de los parámetros demográficos. Los adultos viven en las grietas del karst, de donde sólo salen para poner los huevos en el agua y algunos desplazamientos durante la época de reproducción; además la reproducción tiene un periodo alargado en el año sin que ocurran grandes concentraciones de individuos como en otros anfibios.

4.3. Seguimiento y control de las poblaciones de depredadores

La presencia o no de depredadores alóctonos como *Natrix maura* influye sobre el número de larvas presentes y su evolución. El ferreret está desapareciendo de la localidad 4A (figura 1) por la presión de depredación en esta población.

Se calculó el coeficiente de correlación entre las dos distribuciones (abundancia de *Natrix* vs abundancia de *Alytes*) utilizando el test no para-



métrico de Spearman (calculado sobre los rangos). $R_{\text{spearman}} = -0,698$ ($n=11$, R significativo). Las dos distribuciones están correlacionadas negativamente (figura 2).

En la localidad 4A, el seguimiento semanal realizado en junio y julio de 2002 no parece suficiente para controlar la abundante población de *Natrix*. Hay que señalar que la eficacia del método de control (captura de todas las culebras observadas) depende mucho del entorno y de los eco-

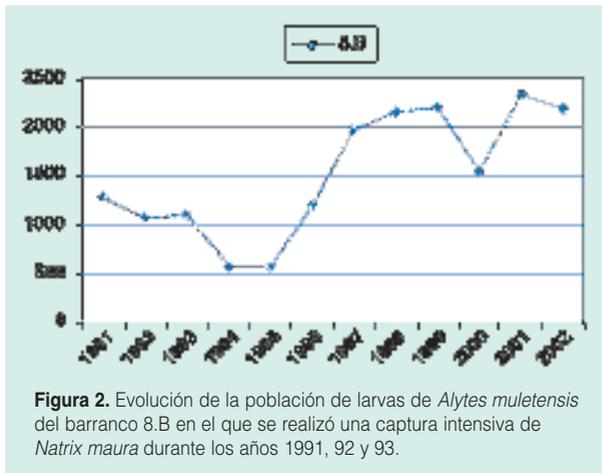


Figura 2. Evolución de la población de larvas de *Alytes muletensis* del barranco 8.B en el que se realizó una captura intensiva de *Natrix maura* durante los años 1991, 92 y 93.

sistemas adyacentes a la localidad. En el barranco 8.B de características diferentes al 4.A (más cerrado y situado en una zona más alta) después de un continuo e intenso esfuerzo de control de las culebras (años 1991, 92 y 93) (ROMÁN & MAYOL,

1997), no se ha vuelto a ver más ejemplares de *Natrix* desde 1997. La población de este barranco ha evolucionado positivamente después del control del ofidio (figura 2).

4.4. Liberación de ejemplares y creación de nuevas poblaciones

Uno de los ejes principales del plan de recuperación ha sido la creación de nuevas poblaciones a partir de la liberación de ejemplares criados en cautividad. La cría en cautividad se inició en 1985 y ha sido realizada por diversos centros nacionales y extranjeros. Esta actuación es la que ha aportado los mayores éxitos al plan de recuperación. A partir de los animales resultantes de la cría se han creado 12 poblaciones (tabla 1) tanto en torrentes como en depósitos. De estas 12 poblaciones 5 son estables y con efectivos suficientes para afrontar un futuro sin problemas de viabilidad. Una de estas poblaciones ha tenido un gran éxito debido a las excelentes condiciones del hábitat seleccionado. En el año 2002 los efectivos de esta población se encontraban en torno a las 4000-5000 larvas.

La cría en cautividad de animales y sobre todo de anfibios para su liberación en el medio ambiente ha sido muy debatida durante los últimos años por los especialistas debido a la enorme preocupación que existe a nivel mundial por la transmisión de infecciones en los anfibios y el elevado riesgo que se corre con la introducción de animales criados en cautividad.

Localid.	Period. Liberaci.	TOTAL ANIMALS		CENSO 2001		CONCLUSIÓN
		Larvas	Adults	Visual/	Marc-recapt.	Éxito/fracaso
IV*	1985	20	0	N.C.		Fracaso
6*	1985-93	145	106	45 (max 313)		Reprod.
VIII.A*	1996	0	160	4 (max 300)		Reprod.
VIII.B*	1997-2000	107	198	N.C.		Reprod.
10*	1985-91	190	35	N.C.		Fra. (<i>Natrix</i>)
11.A*	1991-95	121	387	565 (max 897)		Éxito
11.B*	1992-94	227	266	183 (max 290)		Reprod.
XI.B*	1996	186	9	161		Reprod.
13*	1992-94	38	142	N.C.		Fra. (<i>Natrix</i>)
XIV*	1992-94	128	113	5 (max 322)		Reprod.
15.A*	1992-94	81	123	721/ 4536 (max 2312)		Éxito
15.B*	1992-95	0	87	7/ 287 (max 212)		Reprod.
XVI*	1994-96	162	231	342 (max 638)		Éxito
XIX.A*	1997	0	16	6/		Reprod.
XIX.B*	1997	0	93	/ 491		Éxito
TOTAL		1405	1966	2033 larves		11% Tot 2001

Tabla 1. Poblaciones resultado de las reintroducciones. Censo del 2001 (método visual y Captura-marcaje-recaptura)

Según recomendaron varios expertos internacionales en el “Ferreret planning Meeting” celebrado en la isla de Jersey en noviembre de 2002, entre ellos Tim Halliday (UICN/DAPTF) y Richard Griffiths (Durrell Institute of Conservation and Ecology), en el futuro los ferrerets para la creación de nuevas poblaciones no deberían proceder de la cría en cautividad. En la reunión estaban presentes representantes del Gobierno Balear, de la Asociación Herpetológica Española y de otras instituciones españolas e internacionales. El Gobierno Balear tiene la intención de continuar con el programa de cría en cautividad.

Hay que tener en cuenta que la cría en cautividad hoy en día no es necesaria ya que existen poblaciones con reclutamiento suficiente para proveer anualmente individuos para las liberaciones previstas por la *Conselleria de Medi Ambient*. No tiene sentido por tanto continuar con arriesgadas liberaciones de animales criados en cautividad.

4.5. Infección en el Medio Natural

Se conoce una infección que afecta, como mínimo a las larvas de *Alytes muletensis*. La información sobre la infección es del dominio de la *Conselleria de Medi Ambient* y algunos especialistas consultados.

Para obtener más informaciones sobre las características de la infección se pueden consultar los documentos recopilatorios elaborados por la *Conselleria*. Los elementos más importantes se pueden resumir así:

- La infección parece localizada en 3 depósitos artificiales con población de la especie. Hasta ahora, solo se han observado problemas importantes de infección y de mortalidad en una población (aproximadamente el 40% de la población total infectada en 2001). En los otros casos, se trata de observaciones esporádicas y la información es escasa.
- En 2002, el seguimiento de esas tres localidades permite observar algunas larvas en la población más afectada y ninguna en las otras dos.
- No se sabe si se trata del mismo tipo de infección aunque los síntomas son muy similares.
- No se han observado larvas infectadas en los torrentes.
- El microorganismo responsable de la infección no es conocido.

Es muy preocupante la aparición de infecciones en una especie como *A. muletensis*, teniendo

en cuenta el episodio de mortalidad masiva por quitridiomycosis ocurrido en poblaciones de *Alytes obstetricans* del Parque Natural de Peñalara (Madrid) en el que desaparecieron el 97% de los renacuajos (Froglog N° 40).

5. DISCUSIÓN

Después de realizar prospecciones de la mayoría de los torrentes de la sierra de Tramuntana se ha podido comprobar que el hábitat original (barrancos kársticos), en el que vive el 70 % de la población, es muy escaso. Además la reducción observada en la capacidad de carga de algunos de estos barrancos durante los años de seguimiento hace intuir que en el futuro la disponibilidad de este hábitat no será mayor.

El recuento del año 2002 dio una cifra aproximada de 22.500 larvas en 24 poblaciones. Desde el año 96 la población global se mantiene en unas cifras relativamente altas. Se ha de tener en cuenta que en los últimos años se han censado 22 – 24 localidades, que dos de las nuevas localidades tienen poblaciones importantes (en torno a las 2000 larvas) y que una de las poblaciones relictas ha dado unas cifras espectaculares desde el año 99 (en torno a las 6000 larvas).

No obstante, a pesar de los buenos resultados de algunas poblaciones, los censos del año 2002 y anteriores ponen en evidencia la difícil situación de algunas poblaciones. Existen numerosas poblaciones con efectivos tan reducidos que hacen difícil su viabilidad futura. Poblaciones relictas muy importantes se encuentran hoy en día en regresión por pérdida de la capacidad de carga o depredadores.

Existen riesgos de importancia capital que pueden correr la mayoría de las poblaciones de ferreret. La accesibilidad de ofidios a su hábitat y la falta de agua para completar el ciclo deben tenerse en cuenta como fenómenos de periodicidad irregular que pueden agravarse en función de cambios ambientales o antrópicos. Se ha podido demostrar que estos factores de riesgo pueden manifestarse después de 10 años de seguimiento en una localidad aparentemente idónea para la especie. Este no es un caso aislado, otras localidades se encuentran en situación de riesgo. Estos factores deberían ser objeto de un proyecto de investigación que integre la globalidad de las poblaciones y que permita una previsión real y rigurosa de donde y cómo puede vivir el ferreret en el futuro.

Por otra parte el riesgo potencial de infección debería hacer reaccionar a las autoridades de conservación de las Baleares. Debería establecerse

dentro de las consignas del plan de recuperación un programa de prevención de infecciones y eliminar definitivamente la liberación de animales criados en cautividad.

6. PROPUESTA DE NUEVO PLAN DE RECUPERACIÓN

A continuación se muestra esquemáticamente el plan de recuperación (tabla 2) planteado por la asociación para la recuperación del ferreret. Esta tiene como eje central el incremento del número de poblaciones en depósitos artificiales. Los depósitos deben ser mayoritariamente de nueva construcción y con un diseño que respeta unos criterios de máxima seguridad para la especie:

Localización en hábitat kárstico

- Fácil entrada y salida para los adultos
- Refugios en el interior para los adultos

Agua permanente

- seguridad en la construcción- autonomía hidrológica

Ausencia de depredadores (inaccesible a ofidios y ranas)

7. EL FERRERET, UNA ESPECIE EMBLEMÁTICA CON FUTURO

El ferreret tiene un valor cultural para los mallorquines, el nombre se lo pusieron los hombres de la

Objetivos medio plazo	Actuaciones	Acciones de gestión únicas	Acciones gestión periódicas	Grado de prioridad
Seguimiento y monitoreo de poblaciones y sus hábitats	Censo de todas las poblaciones		+	
	Control de poblaciones de predadores		+	
	Seguimiento localidades introducidas		+	
	Seguimiento infección		+	
	Identificar y seguimiento puntos de degradación del hábitat		+	
	Acuerdo con asociaciones excursionistas para gestionar barranquismo		+	
Creación de un centro para el proyecto en Mallorca	Creación y Gestión de un centro para el proyecto			1
	Aplicar protocolo veterinario a todas las poblaciones		+	
	Coordinar los centros de cautividad		+	
Ejecución de un extenso programa de reintroducción	Mapa de localidades potenciales para reintroducción			1
	Acuerdos con propietarios		+	
	Tramitación de permisos de construcción	+		
	Análisis de éxito de introducciones previas	+		
	Creación de nuevos depósitos (última generación) para introducción.	+		1
Reforzar las localidades con poblaciones introducidas	Instalar canales de alimentación	+		
	Instalar cobertores antievaporación	+		
	Restaurar depósitos deteriorados	+		
Promover estudios de biología y ecología de la especie	Condiciones para un éxito a largo plazo (Estudio genético)	+		
	Estudio demográfico	+		
	Investigar la infección	+		1
Ejecutar programa de gestión del riesgo	Acuerdo con comercios locales			
	Aplicar código DAPFT de trabajo de campo	+		1
Promover la educación ambiental	Publicación de CD-rom "El quadern del Ferreret"	+		
	Diseño de una exposición itinerante	+		
	Campaña educativa en centro de cautividad		+	
	Campaña educativa dirigida a los habitantes de la Serra de Tramuntana		+	

Tabla 2. Plan de recuperación planteado por la asociación para la recuperación del ferreret

Serra los cuales al escucharlo recordaban los golpes de martillo de un herrero (*ferrer* en catalán). Se trata de la especie más emblemática de las islas y con solo 20 años ha creado un arraigo social y una gran simpatía entre la población.

Se han invertido dinero y muchos esfuerzos en la recuperación de este pequeño anfibio y se han obtenido muy buenos resultados. No obstante la especie continúa estando en situación crítica y debemos seguir realizando esfuerzos de todo tipo para resolver los problemas que tiene planteados.

Actualmente las posibilidades de crear nuevas poblaciones en el número y las dimensiones necesarias para que la especie pueda salir adelante en ambientes naturales son prácticamente nulas.

Los propios torrentes donde viven las poblaciones naturales tienen una enorme problemática de reducción de capacidad de carga y depredadores.

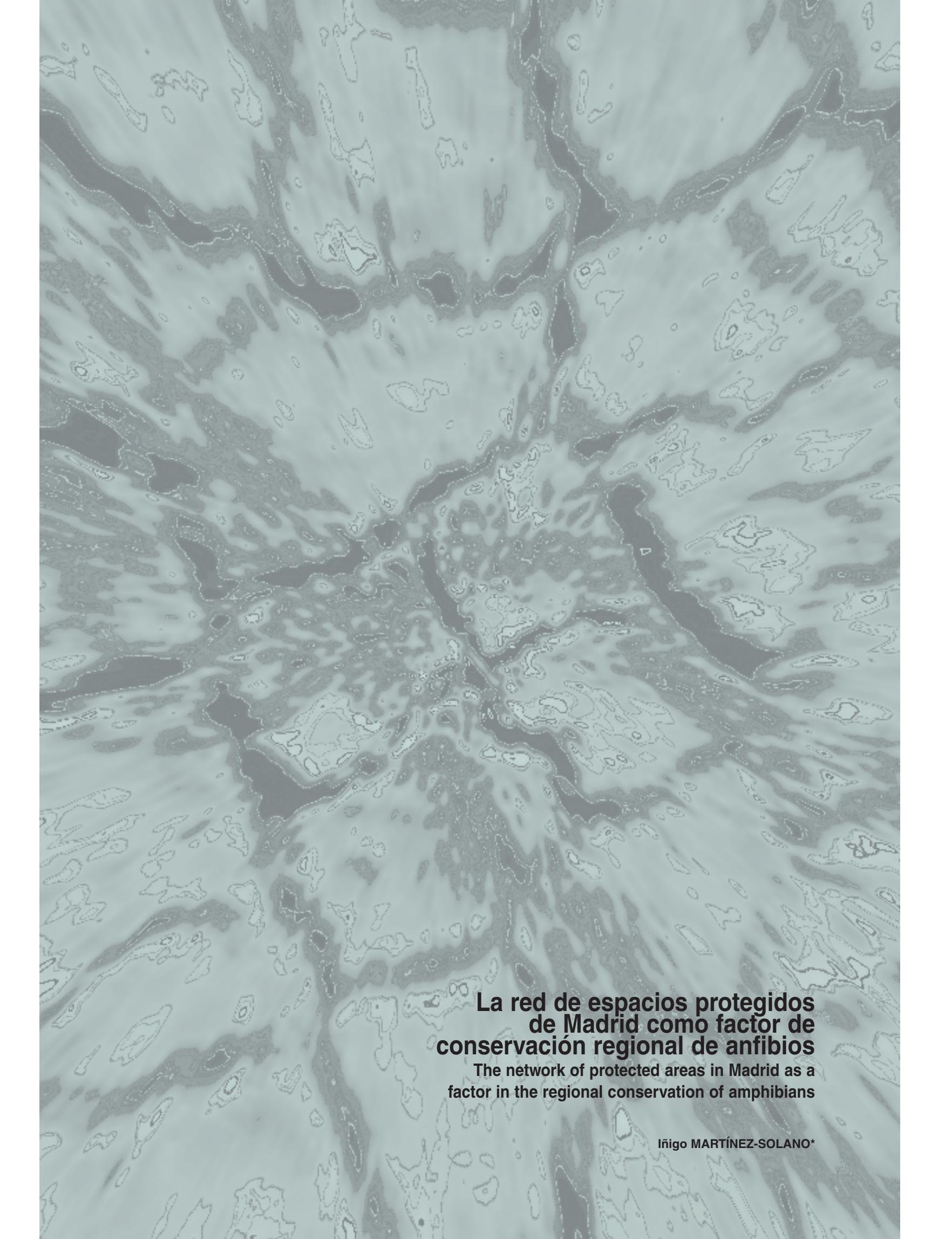
Pero el ferreret puede recuperar territorio con la ayuda del hombre ya que puede criar en depósitos artificiales. La reintroducción en hábitats artificiales parece la mejor alternativa para incrementar los efectivos de una forma viable y segura hasta alcanzar un nivel de población que permita a la especie superar su actual situación crítica. Los pasos necesarios para recuperar definitivamente la especie se deben dar con una base científica sólida, las decisiones se han de tomar con sentido común. El futuro de este animal único está en nuestras manos.

BIBLIOGRAFIA

- ALCOVER, J.A.; SANDERS, E. & SANCHIZ, B.
1983 El registro fósil de los sapos parteros (Anura, Discoglossidae) de Baleares. pp.109-121. In: HEMMER, H & ALCOVER, J.A. Eds. *Història Biològica del Ferreret*. Ed Moll, Palma de Mallorca.
- BOSCH, J; MARTÍNEZ, I; GARCÍA, M.
2000 Evidence of a Chytrid Fungus Infection Involved in the Decline of the Common Midwife Toad in Protected Areas of Central Spain. *Froglog*, 40. Pp 1. The World Conservation Union (IUCN) / Species Survival Commission (SSC). The Open University.
- BUSH, S.L.
1993 Courtship and Male Parental Care in the Mallorcan Midwife Toad (*Alytes muletensis*). Tesis doctoral. University of East Anglia. Norwich. 126 pp.
- CRIADO, J. & MEJÍAS, R.
1991 Plan de Recuperación del Ferreret (*Alytes muletensis*). Documents Tècnics de Conservació. Direcció General d'Estructures Agràries i Medi Natural. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear. Palma de Mallorca. 33 pp.
- MAYOL, J.
1985 Rèptils i amfibis de les Balears. Ed. Moll, Palma de Mallorca.
- MAYOL, J. & ALCOVER, J.A. (1981). Survival of *Baleaphryne* Sanchiz and Adrover (*Amphibia: Anura: Discoglossidae*) on Mallorca. *Amphibia - Reptilia*, 1 (3/4), pp 343-345.
- MAYOL, J. & ALCOVER, J.A.
1984 La conservación de *Alytes muletensis*. pp. 245-252. In: HEMMER, H & ALCOVER, J.A. Eds. *Història Biològica del Ferreret*. Ed Moll, Palma de Mallorca.
- ROMÁN, A.
2002 *Alytes muletensis* (Sanchiz & Adrover, 1977). En: 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: 79-81.
- ROMÁN, A. & MANZANO, X.
2001 Depredació d'*Alytes muletensis* per part de *Natrix maura*. p. 131. In: PONS, G. X. Ed. III Jornades del Medi Ambient de les Illes Balears. Palma de Mallorca. 318 pp.
- ROMÁN, A. & MAYOL, J.
1995 A natural reserve for the "Ferreret" (*Alytes muletensis*) (*Anura: Discoglossidae*) (Sanchiz & Adrover 1977), pp. 354-356. in: LLORENTE, G.A.; MONTORI, A; SANTOS, X. & CARRETERO, M.A. Eds. *Scientia Herpetologica*. Barcelona.
- ROMÁN, A. & MAYOL, J.
1997 La recuperación del ferreret, *Alytes muletensis*. Documents tècnics de conservació, IIª (1). Conselleria de Medi Ambient, Ordenació del Territori i Litoral. Govern Balear., Palma de Mallorca. 80 pp.

Foto: Xabier Rubio



A detailed topographic map of the Madrid region, showing contour lines and geographical features. The map is rendered in shades of gray, with darker tones indicating higher elevations and lighter tones for lower elevations. The terrain is rugged, with numerous peaks and valleys. The map covers a large area, showing the surrounding mountains and the central basin of Madrid.

**La red de espacios protegidos
de Madrid como factor de
conservación regional de anfibios**

**The network of protected areas in Madrid as a
factor in the regional conservation of amphibians**

Iñigo MARTÍNEZ-SOLANO*

La red de espacios protegidos de Madrid como factor de conservación regional de anfibios

The network of protected areas in Madrid as a factor in the regional conservation of amphibians

GAKO HITZAK: Anfibioak, kontserbazioa, eremu babestuak, mikroerreserbak, Madril.

PALABRAS CLAVE: Anfibios, conservación, espacios protegidos, microrreservas, Madrid.

KEY WORDS: Amphibians, conservation, protected areas, micro-reserves, Madrid.

Iñigo MARTÍNEZ-SOLANO*

LABURPENA

Anfibioek, ornodun gehienek bezala, babes-maila handia jasotzen dute Espainian. Espezie guztiak nazioarteko edota Estatuko Legeak babesturik daude eta beren harrapaketa legalki araututa. Aitzitik, haien bizi-zikloak osatzeko erabiltzen dituzten habitaten babesa naturgune babestuak izendatu eta kudeatzera mugatzen da. Aipaturiko babes hori gabe, azken hamarkadotan udal zein erregio mailan agertzen ari den desgarolismoaren aldeko joera dela eta, zeinak hirigintza masiboa sustatzen ari den, anfibioen populazioen biziraupena ez dago erraz imajinatzerik. Naturgune horiek hautatzeko orduan (kasurik onenean) babestu nahi den natur dibertsitatea maximizatuko dituen irizpideei jarraitzea ohikoena da eta horiek askotan ez datoz bat landare nahiz animalia talde bakoitzaren berezko beharizaneekin. Lan honen helburua egungo Madril Erkidegoko babesgune-sareen eraginkortasuna, babestutako anfibio espezie populazioen kontserbazioa bermatzen duten eremu gisa, ebaluatzea da (irudi legal baten babespean dagoen espezie bakoitzaren habitataren portzentaian oinarriturik). Horretarako, Madril Erkidegoan mehatxupean sailkaturik dauden anfibio espezieen eguneraturiko banaketa-mapak eratu dira eta, 10 x 10 kilometroko UTM koadrikuletan, naturgune babestuek anfibio populazioei eskaintzen dieten babes maila teorikoa kalkulatu da. Emaitzek, mahatxaturiko anfibio espezie eta azpiespezieentzat orohar, egun dagoen Madrilgo babesgune-sistemak ematen duen babes maila ertaina edo baxua dela erakusten dute (estaldura portzentaia %10.52 -*Triturus boscai*- eta %44.44 artean -*Salamandra salamandra almanzoris*). Muturreko kasu batzuk eztabaidatzen dira ere bai (%0ko babesa *Alytes obstetricans pertinax* eta *Salamandra salamandra bejarae* espezieentzat eta %100 *Triturus alpestris* delakoarentzat). Egun Madrilen dagoen babesgune-sarea osatzeko alternatiba bezala, elkarloturiko mikroerreserba-sarea eratzea gomendatzen da.

SUMMARY

Amphibians, as most vertebrates, benefit from a high degree of legal protection in Spain. All species are protected under national or international laws and their capture is legally regulated. However, the protection of their habitats is usually limited to designation and management of protected areas. Without this protection it is difficult to imagine the survival of amphibian populations in the present context of local and regional expansionism and the consequent massive urbanization in rural areas. These areas are usually selected (at best) on the basis of criteria designed to maximize natural diversity, which do not always correspond to the particular needs of every animal or vegetal group. The aim of this work is to evaluate the effectiveness (in terms of the portion of the habitat of each taxon that is protected under any legal category) of the present network of protected areas in the Comunidad de Madrid as a key factor in the conservation of endangered amphibian populations. With that purpose, distribution maps for amphibian species catalogued under any risk category in the Comunidad de Madrid have been produced, and the degree of theoretical protection derived from the existence of protected areas over amphibian populations has been calculated on 10x 10 km UTM grid cells. The results show medium to low values of protection for most endangered amphibian species and subspecies (protection averages ranging from 10.52% -*Triturus boscai*- to 44.44% -*Salamandra salamandra almanzoris*). Some extreme cases are discussed (0% protection for *Alytes obstetricans pertinax* and *Salamandra salamandra bejarae* and 100% for *Triturus alpestris*). We encourage the creation of a network of interconnected micro reserves as an alternative to complement the present network of protected areas in Madrid.

RESUMEN

Los anfibios, como la mayor parte de los vertebrados, reciben un alto grado de protección legal en España. Todas las especies están protegidas por leyes nacionales o internacionales y su captura está regulada legalmente. Sin embargo, la protección que reciben los hábitats en los que completan sus ciclos vitales se limita a la designación y gestión de espacios naturales protegidos. Sin esta protección resulta difícil imaginar cómo podrían sobrevivir las poblaciones de anfibios en el contexto actual de urbanización masiva asociada a las tendencias desarrollistas municipales y regionales de las últimas décadas. Para seleccionar estos espacios lo habitual (en el mejor de los casos) es seguir unos criterios que maximicen la diversidad natural a proteger y que no siempre se corresponden con las necesidades par-

*Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC.
C / José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid. e-mail: mcnim548@mncn.csic.es

ticulares de cada grupo animal o vegetal. El objetivo de este trabajo es evaluar la efectividad (en términos del porcentaje del hábitat de cada especie que se encuentra protegido bajo alguna figura legal) de la red actual de áreas protegidas de la Comunidad de Madrid como lugares que garantizan la conservación de poblaciones de especies protegidas de anfibios. Para ello, se han elaborado mapas de distribución actualizados para las especies de anfibios catalogadas con algún grado de amenaza en la Comunidad de Madrid y se ha calculado, sobre cuadrículas UTM de 10 x 10 kilómetros, el grado de protección teórica que ofrecen los espacios naturales protegidos sobre las poblaciones de anfibios. Los resultados muestran que, en general, el grado de protección que ofrece el sistema actual de áreas protegidas en Madrid es medio o bajo para las especies y subespecies de anfibios con algún grado de amenaza (porcentajes de cobertura entre el 10.52% - *Triturus boscai*- y el 44.44% - *Salamandra salamandra almanzoris*). Se discuten también algunos casos extremos (0% de protección para *Alytes obstetricans pertinax* y *Salamandra salamandra bejarae* y 100% para *Triturus alpestris*). Se recomienda la creación de una red de microrreservas interconectadas como alternativa para complementar la actual red de espacios protegidos en Madrid.

INTRODUCCIÓN

Los anfibios son objeto de un reciente interés por parte de investigadores y gestores debido a la existencia de un declive global motivado por causas complejas que aún no han sido totalmente esclarecidas (ALFORD y RICHARDS, 1999; KIESECKER *et al.*, 2001). Si bien los casos más llamativos se han producido en áreas protegidas, donde los hábitats no han sufrido alteraciones apreciables recientemente (RICHARDS *et al.*, 1993; LIPS, 1998; BOSCH *et al.*, 2001), en muchas zonas, incluida la Península Ibérica, la mayor parte de los procesos de declive está asociada a la destrucción directa de hábitat (LIZANA y BARBADILLO, 1997). Por ello, la creación de espacios naturales protegidos que mantengan extensiones importantes de hábitats naturales en buen estado de conservación resulta clave para detener este fenómeno y asegurar la supervivencia de los anfibios.

Establecer criterios para delimitar estos espacios protegidos no resulta sencillo, ya que, al menos teóricamente, debe compatibilizarse el objetivo básico de maximizar la diversidad biológica a proteger (en la práctica, un criterio de conservación escasamente empleado) con una serie de condicionantes económicos, sociales y territoriales que imponen limitaciones y suelen ser los criterios determinantes (PÉREZ-CORONA *et al.*, 2002). Además, maximizar la diversidad que se desea proteger supone en la práctica una difícil tarea debido a los diferentes requerimientos biológicos que presentan diferentes grupos animales y vegetales. El resultado es que la protección que reciben algunos grupos no siempre se corresponde con sus necesidades particulares. En este contexto, los anfibios constituyen un grupo candidato a recibir un grado de protección por debajo del deseable por varios motivos:

- Su aceptación social, pese a que en los últimos años el interés por ellos ha aumentado sensiblemente, sigue siendo escasa. En consecuencia, resulta difícil para los gestores justificar la necesidad de efectuar inversiones económicas

(hasta las menos costosas) en la conservación de un grupo poco conocido y aún escasamente apreciado.

- La mayor parte de las especies de anfibios ibéricos emplea para su reproducción medios acuáticos marginales, de poca extensión, no permanentes y en ocasiones fluctuantes de año en año. Además, generalmente el valor paisajístico de este tipo de medios es muy reducido y los anfibios son las únicas especies de vertebrados que los ocupan. Por todo ello este tipo de medios acuáticos suele quedar excluido de cualquier tipo de protección legal (aunque, por su reducida extensión y elevado valor en cuanto a la diversidad de especies que albergan podrían constituir lugares idóneos para el establecimiento de microrreservas, ver, por ejemplo SEMLITSCH Y BODIE, 1998).

- A todo esto hay que añadir que la diversidad genética es muy elevada incluso entre poblaciones de una misma especie, de manera que prácticamente cada población de anfibios puede considerarse una unidad evolutivamente significativa ("ESU", ver por ejemplo MORITZ, 1994) y por tanto, debería (al menos en teoría) ser considerada independientemente en planes de conservación. Esto evidentemente no es siempre viable económicamente e impone límites y problemas a la hora de elegir criterios y prioridades de conservación.

El objetivo de este trabajo es evaluar el grado de protección teórico que ofrece la actual red de espacios naturales protegidos de la Comunidad de Madrid a las especies amenazadas de anfibios y sugerir posibles maneras de complementar dicha red para maximizar la protección que recibe cada taxon, en especial los que sufren un grado de amenaza mayor.

MATERIAL Y MÉTODOS

La lista de espacios protegidos de la Comunidad de Madrid puede encontrarse en: <http://medioambiente.comadrid.es/biodiversi->

dad/biodibo2.html. En la figura 1 se ha representado la distribución de las áreas protegidas sobre cuadrículas UTM de 10 x 10 km. No se han incluido las ZEPAs al tratarse de espacios naturales que carecen de normativa legal en la Comunidad de Madrid (PÉREZ-CORONA *et al.*, 2002). Sin embargo, en la discusión se comentarán algunos aspectos que podrían derivarse de la inclusión de estos espacios naturales en la futura Red Natura 2000. Tampoco se han considerado los embalses y zonas húmedas incluidos en el Catálogo de Embalses y Humedales de la Comunidad de Madrid.

Los datos acerca de la distribución de los anfibios en Madrid proceden de Aceituno (2001); Álvarez-Vasserot (1992); Astudillo *et al.* (1993); Bosch *et al.* (1998, 2000); García-París *et al.* (1989, 1990); Grijalbo (1991); Lizana *et al.* (1995); Martínez-Solano y García-París (2001a, 2001b); SCV (2001); Prieto (1991); y datos propios inéditos recogidos durante la elaboración del Atlas de Anfibios de la Comunidad de Madrid, actualmente en su fase final.

Los datos acerca de las categorías de amenaza de las especies de anfibios de la Comunidad de Madrid se han obtenido a partir de dos fuentes; por un lado, el Catálogo Regional de Especies Amenazadas (Decreto 18/92, 26 de marzo de 1992); y por otro lado, de una revisión más reciente basada en los criterios de la UICN de 1994 (DE LA RIVA *et al.*, 1998). En el vigente "Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid", una especie está catalogada como "En Peligro de Extinción" (*Triturus alpestris*); otra se considera "De Interés Especial" (*Triturus boscai*), y finalmente, tres están catalogadas como "Vulnerable" (*Pelodytes punctatus*; *Hyla arborea* y *Rana iberica*). En la propuesta recogida en De la Riva *et al.* (1998) se ha incluido taxa a nivel subespecífico, de acuerdo con la información disponible. Según esta propuesta (se indican en cada caso, los criterios seguidos en la catalogación), un único taxon debería ser catalogado como "En Peligro Crítico" (*Alytes obstetricans pertinax*: A1, B1, B2, C1); tres como "En Peligro": (*Salamandra salamandra bejarae*: A2, B1; *Triturus alpestris cyreni*: B1 y *Alytes obstetricans almogavarii*: A1, A2); cinco como "Vulnerable" (*Salamandra salamandra almanzoris*: B1; *Triturus boscai*: A2, B1; *Triturus marmoratus*: B1, B2; *Bufo bufo*: A2; *Rana iberica*: B1, B2); y cinco como "Menor Riesgo, casi amenazado" (*Pleurodeles waltl*; *Triturus pygmaeus*; *Alytes cisternasii*; *Pelobates cultripes* e *Hyla arborea*). Tres especies

fueron catalogadas como "Datos Insuficientes": *Discoglossus galganoi*; *Discoglossus jeanneae* y *Pelodytes punctatus*. Entre éstas, seguiremos la propuesta de Martínez-Solano y García-París (2001) acerca de mantener el estatus de "Vulnerable" del vigente Catálogo Regional para *P. punctatus*.

Debido a lo reciente del descubrimiento de poblaciones de *Hyla meridionalis* en la Comunidad de Madrid (MARTÍNEZ-SOLANO y ACEITUNO, 2001; ACEITUNO, 2001), por el momento dicha especie no ha sido incorporada ni al Catálogo Regional ni a posteriores propuestas y no se ha incluido en el presente trabajo. Por último, debido a la escasez de datos acerca de la caracterización taxonómica a nivel subespecífico de las poblaciones de *Salamandra salamandra* de la Comunidad de Madrid, se han considerado las poblaciones correspondientes a las dos subespecies de manera conjunta en los análisis.

RESULTADOS

Se ofrece, en primer lugar, listados preliminares de las especies presentes en cada una de las áreas naturales protegidas de la Comunidad de Madrid (entre paréntesis se indica el porcentaje de la extensión de presencia de la especie incluido en el área protegida correspondiente). Para ello, además de datos propios inéditos (especialmente en el caso de los Parques de Peñalara y el Curso Medio del río Guadarrama), se han revisado críticamente las citas disponibles en cada caso con el fin de determinar con la mayor precisión posible la composición específica de la comunidad de anfibios presente en cada espacio natural protegido. De este modo se pretende corregir las sobreestimaciones que produce el considerar como protegidas cuadrículas de 10x10 km cuando sólo una parte de éstas se encuentra dentro del espacio natural protegido o la que se produce cuando las citas proceden de zonas localizadas en el exterior de las áreas protegidas.

Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares:

Extensión: 46728 hectáreas (12 cuadrículas UTM de 10 x 10 km.: VL10, VL11, VL20, VL21, VL30, VL31, VK28, VK29, VK38, VK39, VK48, VK49).

Especies con algún grado de protección presentes: *Salamandra salamandra almanzoris* (presente en 3 cuadrículas, 16.66%), *Pleurodeles waltl* (11 cuadrículas, 18.03%), *Triturus boscai* (2 cua-

drículas, 10.52%), *Triturus pygmaeus* (8 cuadrículas, 30.76%), *Alytes obstetricans almogavarii* (2 cuadrículas, 14.28%), *Alytes cisternasii* (11 cuadrículas, 22 %), *Pelobates cultripipes* (11 cuadrículas, 15.71%), *Bufo bufo* (11 cuadrículas, 12.35%), *Hyla arborea* (7 cuadrículas, 18.42%), *Rana iberica* (3 cuadrículas, 18.75%).

Observaciones:

Las citas de *Triturus boscai* se localizan fuera del Parque (VL10, Alpedrete; VK29, Hoyo de Manzanares, esta última posiblemente extinta en la actualidad, Barbadillo, com. pers.), por lo que no deben ser contabilizadas. Lo mismo ocurre con las citas de *Rana iberica* en la cuadrícula VL31 y las citas de *Hyla arborea* de las cuadrículas VL10, VL11 y VK29. Las citas de *Alytes cisternasii* en la cuadrícula VK48 corresponden a una población localizada fuera de los límites del Parque Regional (Valdelatas). Las citas de *Pelobates cultripipes* en las cuadrículas VL10 y VK48 corresponden también a poblaciones localizadas fuera de los límites del Parque. Lo mismo ocurre con las citas de *Bufo bufo* en la cuadrícula VL10.

Parque Regional de los Cursos Bajos de los ríos Manzanares y Jarama (Sureste):

Extensión: 31550 hectáreas (10 cuadrículas UTM de 10 x 10 km.: VK43, VK44, VK45, VK46, VK54, VK55, VK56, VK57, VK65, VK66).

Especies con algún grado de protección presentes: *Pleurodeles waltl* (4 cuadrículas, 6.55%), *A. o. pertinax* (1 cuadrícula, 8.33%), *Pelobates cultripipes* (3 cuadrículas, 4.28%), *Bufo bufo* (5 cuadrículas, 5.61 %) y *Pelodytes punctatus* (5 cuadrículas, 20.83%).

Observaciones:

Las citas de *P. punctatus* en la cuadrícula VK43 se encuentran fuera de los límites del Parque. Por otro lado, la población de Rivas-Vaciamadrid (VK56) se encuentra extinguida actualmente (ver MARTÍNEZ-SOLANO y GARCÍA-PARÍS, 2001a). Sobre la cita de *A. o. pertinax*, ver el comentario sobre el Refugio de fauna de la Laguna de San Juan (única cita de la especie en la cuadrícula VK54).

Parque Regional del Curso Medio del río Guadarrama y su entorno:

Extensión: 22253 hectáreas (10 cuadrículas UTM de 10 x 10 km.: VK15, VK16, VK17, VK18, VK19, VK25, VK26, VK27, VK28, VK29).

Especies con algún grado de protección presentes: *Pleurodeles waltl* (7 cuadrículas, 11.47%), *Triturus boscai* (2 cuadrículas, 10.52%), *Triturus pygmaeus* (3 cuadrículas, 11.53%), *Alytes cisternasii* (7 cuadrículas, 14 %), *Pelobates cultripipes* (10 cuadrículas, 14.28%), *Bufo bufo* (8 cuadrículas, 8.98 %), *Hyla arborea* (3 cuadrículas, 7.89 %).

Observaciones:

En los últimos dos años se han venido realizando muestreos con objeto de realizar un inventario de los anfibios del Parque (MARTÍNEZ-SOLANO y GARCÍA-PARÍS, 2001b). Como resultado no se ha localizado ninguna población de *Triturus boscai* dentro de los límites del Parque, y tan sólo se ha localizado una población de *Hyla arborea* y otra de *Triturus pygmaeus* dentro del mismo, por lo que en el caso de estas últimas especies sólo se considera una cuadrícula para el cálculo del porcentaje de protección. Las poblaciones de *Alytes cisternasii* y *Pelobates cultripipes* de las cuadrículas VK19, VK28 y VK29 se localizan fuera de los límites del Parque Regional. Las citas de *Bufo bufo* de las cuadrículas VK19 y VK29 se localizan también fuera de los límites del Parque.

Paraje pintoresco del Pinar de Abantos y zona de la Herrería:

Extensión: 1171 hectáreas (1 cuadrícula UTM de 10 x 10 km.: VK09).

Especies con algún grado de protección presentes: *Salamandra salamandra almanzoris* (1 cuadrícula, 5.55%), *Pleurodeles waltl* (1 cuadrícula, 1.63%), *Triturus boscai* (1 cuadrícula, 5.26%), *Triturus pygmaeus* (1 cuadrícula, 3.84%), *Alytes obstetricans almogavarii* (1 cuadrícula, 7.14%), *Alytes cisternasii* (1 cuadrícula, 2%), *Pelobates cultripipes* (1 cuadrícula, 1.42%), *Bufo bufo* (1 cuadrícula, 1.12%), *Hyla arborea* (1 cuadrícula, 2.56%), *Rana iberica* (1 cuadrícula, 5.88%).

Observaciones:

La población de *A. obstetricans* de El Escorial podría estar extinguida en la actualidad, ya que por el momento los muestreos llevados a cabo durante los últimos años para localizar a la especie han resultado infructuosos.

Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara:

Extensión: 768 hectáreas (2 cuadrículas UTM de 10 x 10 km: VL12, VL22).

Especies con algún grado de protección presentes: *Salamandra salamandra almanzoris* (2

cuadrículas, 11.11%), *Pleurodeles waltl* (1 cuadrícula, 1.63%), *Triturus alpestris* (2 cuadrículas, 100%), *Triturus marmoratus* (2 cuadrículas, 25%), *Alytes obstetricans almogavarii* (2 cuadrículas, 14.28%), *Bufo bufo* (2 cuadrículas, 2.24%), *Hyla arborea* (2 cuadrículas, 5.12%), *Rana iberica* (2 cuadrículas, 11.76%).

Observaciones:

La cita de *Pleurodeles waltl* no corresponde al Parque, donde no ha sido encontrada (MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, en prensa). Asimismo, sólo una de las dos cuadrículas en que se ha citado *Hyla arborea* corresponde a una población localizada dentro de los límites del Parque.

Reserva Natural de El Regajal – Mar de Ontígola:

Extensión: 635 hectáreas (1 cuadrícula UTM de 10 x 10 km.: VK43). Especies con algún grado de protección presentes: *Pleurodeles waltl* (1 cuadrícula, 1.63%), *Pelobates cultripipes* (1 cuadrícula, 1.42%), *Bufo bufo* (1 cuadrícula, 1.12%).

Sitio Natural de Interés Nacional del Hayedo de Montejo de la Sierra:

Extensión: 250 hectáreas (1 cuadrícula UTM de 10 x 10 km.: VL54).

Especies con algún grado de protección presentes: *Salamandra salamandra almanzoris* (1 cuadrícula, 5.55%), *Pleurodeles waltl* (1 cuadrícula, 1.63%), *Alytes obstetricans almogavarii* (1 cuadrícula, 7.14%), *Alytes cisternasii* (1 cuadrícula, 2%), *Pelobates cultripipes* (1 cuadrícula, 1.42%), *Bufo bufo* (1 cuadrícula, 1.12%), *Hyla arborea* (1 cuadrícula, 2.63%).

Observaciones:

Las citas de *Alytes cisternasii* se localizan fuera de los límites del área protegida.

Monumento Natural de Interés Nacional de la Peña del Arcipreste de Hita:

Extensión: 50 hectáreas (1 cuadrícula UTM de 10 x 10 km.: VL00).

Especies con algún grado de protección presentes: *Salamandra salamandra almanzoris* (1 cuadrícula, 5.55%), *Pleurodeles waltl* (1 cuadrícula, 1.63%), *Triturus boscai* (1 cuadrícula, 5.26%), *Alytes obstetricans almogavarii* (1 cuadrícula, 7.14%), *Pelobates cultripipes* (1 cuadrícula, 1.42%), *Bufo bufo* (1 cuadrícula, 1.12%), *Hyla arborea* (1 cuadrícula, 2.63%).

Refugio de la Laguna de San Juan:

Extensión: 47 hectáreas (1 cuadrícula UTM de 10 x 10 km.: VK54).

Especies con algún grado de protección presentes: *Alytes obstetricans pertinax* (1 cuadrícula, 8.33%); *Pelobates cultripipes* (1 cuadrícula, 1.42%), *Pelodytes punctatus* (1 cuadrícula, 4.16%), *Bufo bufo* (1 cuadrícula, 1.12%).

Observaciones:

La cita de *A. o. pertinax* debe ser confirmada al no haberse constatado reproducción de esta especie en la zona (ver MARTÍNEZ-SOLANO y GARCÍA-PARÍS, 2001).

En la tabla 1 se muestran los porcentajes de protección (sobre el número total de cuadrículas UTM de 10 x 10 km. que ocupa la especie en territorio madrileño) obtenidos para los diferentes taxones de anfibios catalogados bajo alguna categoría de amenaza sobre el total de áreas protegidas. Para elaborar este cálculo se han eliminado las cuadrículas compartidas entre diferentes áreas protegidas. Sobre este porcentaje, que representa un máximo teórico de protección en términos de extensión de presencia, se han efectuado acotaciones para todos aquellos casos en que se dispone de información detallada al respecto. En este segundo apartado se discuten estos resultados:

Salamandra salamandra almanzoris

Presente en 18 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 44.44%).

Observaciones:

Se ha seguido el criterio de García-París (en DE LA RIVA *et al.*, 1998) para delimitar la distribución de las dos subespecies de *Salamandra salamandra* presentes en la Comunidad de Madrid. No obstante, dicha asignación es preliminar y precisa estudios genéticos más detallados, al menos en algunas zonas. El grado de protección que recibe la especie puede considerarse elevado, al menos en términos relativos.

Salamandra salamandra bejarae

Presente en 9 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 0%).

Observaciones:

A pesar de tratarse de una subespecie bien caracterizada morfológica y genéticamente

(ALCOBENDAS *et al.*, 1994) de distribución restringida en la Comunidad de Madrid, sorprendentemente no ha sido incluida en el actual Catálogo Regional de Especies Amenazadas. Si prospera la propuesta recogida en De la Riva *et al.* (1998) podría darse la paradoja de que este taxon goce de protección mientras que su hábitat no. Esta situación podría paliarse con la creación de microrreservas en alguna de las áreas propuestas por García-París en De la Riva *et al.* (1998) y que se discuten más adelante.

Pleurodeles waltl

Presente en 61 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 40.98%).

Observaciones:

La protección que recibe la especie podría resultar suficiente, sobre todo considerando que podría beneficiarse además de la creación de microrreservas en zonas importantes para otras especies.

Triturus alpestris

Presente en 2 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 100%).

Observaciones:

Al encontrarse la totalidad de las (escasas) poblaciones de esta especie dentro de los límites del Parque Natural de Peñalara el grado de protección es máximo. No obstante, cabe recordar que la inclusión de esta especie en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid, una vez confirmada la naturaleza alóctona de las poblaciones asentadas sobre territorio madrileño, es discutible.

Triturus boscai

Presente en 19 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 10.52%).

Observaciones:

La protección real que existe sobre la especie es muy escasa. De hecho, las únicas poblaciones que en la actualidad se encontrarían dentro de los límites de un área protegida serían las del monte Abantos. En las proximidades del Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares existen poblaciones marginales afectadas por serios problemas y que sufren un riesgo inminente de desaparición

(como en Alpedrete, ver MARTÍNEZ-SOLANO y BOSCH, 2001).

Triturus marmoratus

Presente en 8 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 25%). Este porcentaje puede corregirse, considerando que las citas de dos de las cuadrículas en las que se encuentra la especie corresponden a poblaciones localizadas en la provincia de Segovia, y por tanto se encuentran fuera del ámbito legal que corresponde a la Comunidad de Madrid. El porcentaje de protección sería, por tanto, un 33.33%.

Observaciones:

La única población que se encuentra protegida es la que se localiza en el Parque Natural de Peñalara. A pesar del porcentaje de protección calculado, relativamente elevado, la protección real sobre la especie es escasa, ya que aquella población se encuentra en el límite altitudinal superior conocido para la especie, y en consecuencia está formada por un escaso número de ejemplares. Las mejores (y escasas) poblaciones de la especie en Madrid, se encuentran pues sin ningún tipo de protección. La creación de microrreservas en el entorno de Valdemanco, La Cabrera y El Berrueco resulta imprescindible para garantizar la supervivencia de la especie fuera del Valle del Lozoya.

Triturus pygmaeus

Presente en 26 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 38.46%).

Observaciones:

Como en el caso de *Pleurodeles waltl*, el grado de protección actual, unido a la que podría recibir en caso de crearse microrreservas en el suroeste de Madrid o en enclaves puntuales en municipios localizados al pie de la Sierra del Guadarrama (Alpedrete, Becerril de la Sierra, Manzanares el Real...), podría ser suficiente para garantizar la conservación de la especie a nivel regional.

Alytes obstetricans almogavarii

Presente en 14 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 42.84%).

Observaciones:

La mayor parte de las citas fuera del Parque Natural de Peñalara precisan confirmación reciente. Así, es muy posible que la epidemia que ha

estado a punto de acabar con la abundante población de Peñalara (BOSCH *et al.*, 2001) haya producido extinciones locales en El Escorial, Cercedilla o Guadarrama, donde la especie no ha sido detectada en muestreos recientes. Por tanto podría darse la circunstancia de que el porcentaje de protección estuviera en realidad subestimado debido a un cálculo erróneo al alza de la extensión de presencia de este taxon en la Comunidad de Madrid, aunque por otro lado también sería necesaria una revisión de la categoría de amenaza asignada a esta especie.

Alytes obstetricans pertinax

Presente en 12 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 0%).

Observaciones:

Quizá este sea el ejemplo más claro de la necesidad de elaborar una red de microrreservas que asegure la conservación de algunas especies de anfibios en la Comunidad de Madrid. Las poblaciones de esta especie se encuentran distribuidas de manera discontinua y fragmentada por el sureste madrileño (pero fuera de los límites del Parque Regional del Sureste), en la mayor parte de los casos ligadas a medios artificiales (y extremadamente frágiles) para reproducirse, como fuentes, albercas y acequias sobre las cuales no existe ningún tipo de protección (ver MARTÍNEZ-SOLANO y GARCÍA-PARÍS, 2001a; GARCÍA-PARÍS y MARTÍNEZ-SOLANO, 2001).

Alytes cisternasii

Presente en 50 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 30%).

Observaciones:

Siguiendo a Martínez-Solano y García-París (2001), las citas correspondientes a las cuadrículas VK43, VK53 y VK73 no se consideran parte de la distribución de la especie en Madrid. Existen importantes poblaciones dentro de áreas protegidas y otras resultarían también beneficiadas en caso de establecerse nuevas microrreservas en zonas actualmente sin protección (sureste).

Pelobates cultripes

Presente en 70 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 31.42%).

Observaciones:

El mismo comentario general que para *Alytes cisternasii*.

Pelodytes punctatus

Presente en 24 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 12.5%). Este porcentaje puede corregirse, considerando que las citas de dos de las cuadrículas en las que se encuentra la especie corresponden a poblaciones localizadas en provincias limítrofes con Madrid (Segovia y Toledo), y por tanto recaería sobre estas provincias la responsabilidad sobre su conservación. El porcentaje de protección corregido sería, por tanto, un 13.63%.

Observaciones:

Tan sólo se han localizado tres núcleos poblacionales dentro de un área protegida (el Parque Regional del Sureste); y de una de ellas (Laguna del Campillo, Arganda) no se conoce su situación actual (MARTÍNEZ-SOLANO y GARCÍA-PARÍS, 2001a). Las restantes poblaciones se localizan en las proximidades (pero siempre fuera de los límites) del citado Parque. Por ello, el grado de protección sobre la especie es muy bajo. La creación de microrreservas en el sureste madrileño podría beneficiar tanto a esta especie como a las poblaciones de *Alytes obstetricans pertinax*.

Bufo bufo

Presente en 89 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 29.21%).

Observaciones:

A pesar de que pueda parecer un grado de protección aceptable, la realidad es que la protección de los hábitats en los que se reproduce la especie es muchas veces más teórica que real. Así, pese a encontrarse dentro de áreas protegidas, muchos de los ríos arroyos que emplea la especie para reproducirse se encuentran contaminados, como ocurre en el entorno del río Guadarrama o incluso en el Monte del Pardo o el Soto de Viñuelas (obs. pers.). En estos casos, los vertidos incontrolados procedentes de núcleos urbanos o grandes urbanizaciones se producen en las partes de los cursos de agua que discurren por zonas no protegidas, afectando posteriormente el resto del cauce aguas abajo debido a la ausencia de depuradoras en la mayor parte de los casos. Si bien este problema afecta también a

otras especies (como *Alytes cisternasii*), al ser *Bufo bufo* la especie más estrechamente ligada a este tipo de medios resulta la más afectada en términos de éxito reproductor y reclutamiento. La incidencia de otros problemas (como el atropello de ejemplares adultos en carreteras) parece estar produciendo un rápido envejecimiento de las poblaciones.

Hyla arborea

Presente en 38 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 23.68%).

Observaciones:

Los núcleos de poblaciones del suroeste madrileño, cuya continuidad con el resto de poblaciones madrileñas es escasa o nula, se verían también favorecidos por la creación de microrreservas en esta zona.

Rana iberica

Presente en 17 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid. (Porcentaje de protección: 29.41%). Como señala el informe recientemente elaborado por la SCV acerca de la distribución y estado de conservación de las poblaciones madrileñas de la especie (SCV, 2001), las citas de las cuadrículas UL-90, UK-89 y UK-99 corresponden a poblaciones que se encuentran en las provincias de Ávila y Segovia. Por tanto, el porcentaje de protección corregido es de un 35.71%.

Observaciones:

La protección real sobre la especie podría ser bastante menor, toda vez que la especie parece haber sufrido episodios de extinción local en algunas zonas protegidas (El Escorial, SCV, 2001; Laguna de Peñalara y arroyo de Cotos, MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, en prensa). Además, no existe protección para las poblaciones localizadas en las estribaciones del macizo de Gredos en los Valles de los ríos Tiétar y Alberche, que aparentemente constituyen un núcleo sin continuidad con el resto de poblaciones madrileñas. Estas poblaciones podrían por tanto beneficiarse también de la creación de microrreservas en esta zona.

OTRAS ESPECIES:

Discoglossus jeanneae

De la Riva *et al.* (1998) catalogan esta especie como "Datos Insuficientes" debido a la escasez de datos concretos acerca de la presencia de esta especie en la Comunidad de Madrid. Las dos

especies del género *Discoglossus* endémicas de la Península Ibérica (*D. galganoi* y *D. jeanneae*) son muy similares morfológicamente. Por ello es necesario el empleo de marcadores moleculares para identificarlas. *D. jeanneae* fue citada por vez primera en la Comunidad de Madrid por García-París y Jockusch (1999). Estudios posteriores (MARTÍNEZ-SOLANO *et al.* 2002; datos sin publicar) permiten precisar con cierto detalle la distribución de *D. jeanneae* en Madrid (excepto en las zonas de contacto con *D. galganoi*). Por el momento se ha confirmado mediante datos moleculares la presencia de *D. jeanneae* en 16 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. de la Comunidad de Madrid, aunque la distribución real podría suponer algo más del doble de esta cifra (33 cuadrículas, GARCÍA-PARÍS *et al.* 1989; MARTÍNEZ-SOLANO, datos inéditos). Sólo uno de los registros confirmados corresponde a un área protegida (el Parque Regional del Sureste). Considerando la distribución proyectada a partir de los registros confirmados, según la cual la especie se distribuiría básicamente por los substratos calizos y yesíferos del este y el sureste madrileño, las únicas áreas protegidas susceptibles de albergar a *D. jeanneae* además del Parque Regional del Sureste (donde la especie debe estar más ampliamente distribuida, ver GARCÍA-PARÍS *et al.*, 1989) serían la Laguna de San Juan (donde ya se ha citado la presencia de *Discoglossus*, ver GRIJALBO, 1991) y la Reserva de El Regajal y Mar de Ontígola.

DISCUSIÓN

La red de espacios protegidos de la Comunidad de Madrid proporciona un grado de protección medio o bajo (considerando que las estimas obtenidas son al alza) para la mayor parte de los taxones de anfibios catalogados con algún grado de amenaza. Teniendo en cuenta que la Comunidad de Madrid es, junto con Andalucía y Extremadura, una de las regiones que presenta mayor superficie protegida en relación con su área total, la extrapolación de los resultados obtenidos en el presente trabajo al total del territorio peninsular resulta alarmante.

Volviendo a la Comunidad de Madrid, hay que señalar que, en general, las áreas protegidas mantienen tanto una elevada diversidad taxonómica como, en ocasiones, abundantes poblaciones de algunas especies, y cumplen por tanto en este sentido con uno de sus cometidos básicos. Entre las áreas de mayor extensión destaca el Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares, cuyo importante papel en la conser-

vación de la diversidad herpetológica de la región ya ha sido señalado con anterioridad (BOSCH *et al.*, 1998); por otro lado, entre las áreas de menor extensión también se ha señalado la importancia del Parque Natural de Peñalara por el elevado número de especies de anfibios que alberga (10 especies, ver p. ej., en MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, en prensa).

Previsiblemente el grado de cobertura se ampliará una vez que entre en vigor en los próximos años la Red Natura 2000, integrada por espacios naturales interconectados (Lugares de Importancia Comunitaria o LICs). En la Comunidad de Madrid se han designado, de manera preliminar, 7 LICs (ver: <http://medioambiente.comadrid.es/biodiversidad/biodibo2.html>). Sin embargo, aún con el considerable aumento en el porcentaje del territorio sobre el que recaería algún tipo de protección caso de aprobarse la creación de dichos LICs, en dicha propuesta quedarían aún sin proteger algunas zonas de interés para algunas especies de anfibios, en especial en el sureste de la región.

Es patente por tanto la necesidad de complementar la red existente por medio de la creación de nuevos espacios protegidos con el fin de aumentar la protección sobre algunos taxones amenazados (en especial *Salamandra salamandra bejarae* y *Alytes obstetricans pertinax*, con propuesta de catalogación “En Peligro” y “En Peligro Crítico”, respectivamente y prácticamente ninguna protección sobre sus poblaciones; pero también *Pelodytes punctatus* o *Triturus boscai*). En este sentido, la alternativa económicamente más rentable podría constituir la selección de pequeñas reservas que aseguren la protección de algunos núcleos de poblaciones de estas y otras especies. Los anfibios responden por lo general de manera favorable a medidas simples y de bajo coste como la restauración y mantenimiento de pilones y albercas. Por otro lado las áreas a proteger no necesitan tener una gran extensión, ya que las áreas de campeo de los anfibios suelen ser reducidas en relación con las de otros grupos de vertebrados; no obstante no basta con conservar los medios acuáticos, debe prestarse atención también a la preservación del medio terrestre circundante así como al establecimiento de corredores naturales entre los medios acuáticos y terrestres (ver, por ejemplo SEMLITSCH, 1998; DODD JR. y CADE, 1998; DEMAYNADIER y HUNTER, 1999). Sobre la base de los resultados obtenidos en este trabajo, se proponen tres áreas principales de actuación:

1. El sureste madrileño.

En esta zona la disponibilidad de medios acuáticos que pueden emplear los anfibios para su reproducción es muy reducida y suele limitarse a pequeños arroyos, manantiales, fuentes, acequias, albercas y abrevaderos para el ganado. La protección de algunos de estos medios y su entorno (incluidas zonas localizadas dentro de núcleos urbanos o bien en las afueras, como por ejemplo Chinchón o Colmenar de Oreja) podría resultar decisiva en la conservación de algunas especies.

Las especies que más se beneficiarían de la creación de reservas en esta zona serían: *Alytes obstetricans pertinax* y *Pelodytes punctatus*. Por otro lado, entre las especies no catalogadas, también resultaría beneficioso para algunas poblaciones de *Discoglossus jeanneae*, que suele presentar poblaciones escasas y fragmentadas en el sureste de la Comunidad de Madrid (datos propios). Para favorecer la protección de las poblaciones de *Pelodytes punctatus* se sugiere, además de la protección de pequeñas reservas en municipios del sureste (Olmeda de las Fuentes, Carabaña, Tielmes); la creación de microrreservas en algunos municipios del este madrileño como Alcalá de Henares, Anchuelo, Corpa, Pozuelo del Rey, Santorcaz o Vilalbilla.

2. El suroeste madrileño.

El único espacio natural protegido que se localiza en esta zona es la ZEPA de los ríos Alberche y Cofio (82415 Ha). La protección actual que existe sobre el hábitat terrestre podría resultar suficiente para los anfibios, de manera que tan sólo sería necesario hacer hincapié en los hábitats acuáticos. Este es un punto importante ya que los requerimientos de aves y anfibios en cuanto a la selección de hábitats acuáticos son muy diferentes; además también existen importantes diferencias en cuanto a la incidencia de otros factores (por ejemplo, la presencia del depredador de huevos, larvas y adultos de anfibios *Procambarus clarkii* puede resultar beneficiosa para ciertas especies de aves que se alimentan de esta especie introducida mientras que resulta devastador para muchas poblaciones de anfibios). Los municipios de Pelayos de la Presa, Navas del Rey, Robledo de Chavela, San Martín de Valdeiglesias, Cadalso de los Vidrios, Valdequera, Cenicientos y Rozas de Puerto Real son algunos de los que podrían albergar microrreservas para anfibios.

Los taxones que se beneficiarían de la creación de reservas en esta zona serían: *Salamandra*

salamandra bejarae, *Pleurodeles waltl*, *Triturus boscai*, *Triturus pygmaeus*, *Alytes cisternasii*, *Pelobates cultripes*, *Bufo bufo*, *Hyla arborea* y *Rana iberica*.

3. Las zonas del pie de la Sierra del Guadarrama.

En esta zona existen abundantes charcas, en su mayoría formadas en canteras y graveras abandonadas, de gran valor para la conservación de varias especies de anfibios, tanto por el número de especies como por su abundancia, de manera que para algunas especies constituyen núcleos poblacionales especialmente importantes. Las más importantes se localizan en los municipios de Alpedrete, Collado Villalba, Becerril de la Sierra, Manzanares el Real, Soto del Real, Bustarviejo, Valdemanco, La Cabrera y El Berrueco. Lamentablemente no sólo no existe ningún tipo de protección para las mismas sino que muchas de ellas se ven continuamente afectadas por problemas graves como el vertido de escombros o la introducción de especies de peces y cangrejos depredadores de puestas y larvas de anfibios (BARBADILLO y GARCÍA-PARÍS, 1991; MARTÍNEZ-SOLANO y BOSCH, 2001). La creación de microrreservas en algunas de estas charcas y sus alrededores beneficiaría a las siguientes especies de anfibios: *Pleurodeles waltl*, *Triturus boscai*, *Triturus marmoratus*, *Triturus pygmaeus*, *Alytes cisternasii*, *Pelobates cultripes*, *Bufo bufo* e *Hyla arborea*, además de a otras especies no catalogadas como *Discoglossus galganoi*, *Bufo calamita* o *Rana perezi*.

A pesar de suponer una opción económicamente poco costosa para favorecer la supervivencia de grupos que, como los anfibios, suelen quedar al margen de las políticas regionales de conservación, la creación sistemática de pequeñas zonas de reserva para anfibios es hoy día, lamentablemente, un proyecto que aún no ha recibido el impulso necesario para ser completado con éxito. Es de esperar que las sugerencias que, a grandes rasgos, se han esbozado en este trabajo puedan contribuir, al menos, a iniciar un debate acerca de la conveniencia o no de complementar las actuales redes de espacios naturales protegidos.

AGRADECIMIENTOS

A la Sociedad de Ciencias Aranzadi y colaboradores por organizar las Jornadas Internacionales de Conservación de Anfibios y ofrecernos la oportunidad de realizar este trabajo. Queremos también agradecer al personal de los Parques de

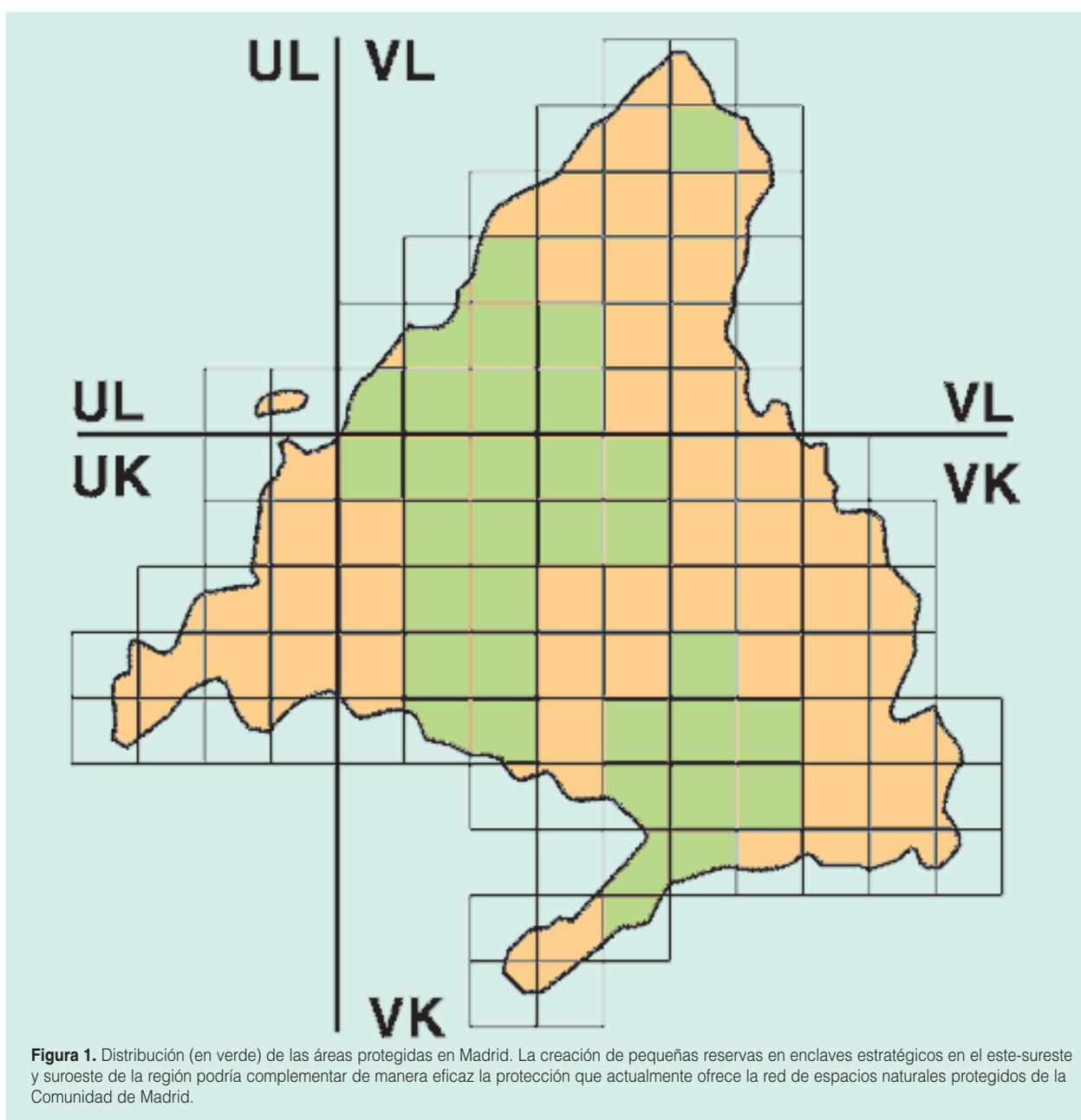
Peñalara y del Curso Medio del Río Guadarrama y en especial a sus directores-conservadores J. Vielva y J. M. González su apoyo durante los últimos años y el interés que han demostrado hacia los anfibios. E. Ayllón, G. Astudillo y M. García-París aportaron numerosas citas para el Atlas de Madrid de manera desinteresada. Muchas otras personas han participado en los muestreos o han aportado algunas citas. Este trabajo está parcialmente financiado por el proyecto 07M/0109/2000 de la Comunidad de Madrid y por una beca predoctoral MNCN-CSIC-CAM.

BIBLIOGRAFÍA

- ACEITUNO, J.
2001 *Hyla meridionalis* (Ranita meridional), presencia en suroeste de Madrid y nuevas citas en Toledo. *Bol. Asoc. Herp. Esp.*, 12 (1): 9-10.
- ALCOBENDAS, M.; DOPAZO, H.; ALBERCH, P.
1994 Genetic structure and differentiation in *Salamandra salamandra* populations from the northern Iberian Peninsula. *Mertensiella*, 4: 7-23.
- ALFORD, R. A.; RICHARDS, S. J.
1999 Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 30: 133-165.
- ÁLVAREZ-VASSEROT, J. L.
1991 Extraña coloración de una larva de *Alytes cisternasii*. *Bol. Asoc. Herp. Esp.*, 2: 19.
- ASTUDILLO, G.; GARCÍA-PARÍS, M.; PRIETO, J.; RUBIO, J. L.
1993 Primeros datos sobre la distribución de anfibios y reptiles en la provincia de Guadalajara (Castilla-La Mancha, España). *Rev. Esp. Herp.*, 7: 75-87.
- BARBADILLO, L. J.; GARCÍA-PARÍS, M.
1991 Problemas de conservación de los anfibios en España. *Quercus*, 62: 20-25.
- BOSCH, J.; LÓPEZ, I.; CEJUDO, D.; ÁLVAREZ, J. L.
1998 Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares, pp.: 178-180, en Santos, X.; Carretero, M. A.; Llorente, G. A.; Montori, A. (eds.), *Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. ICONA, Madrid.

- BOSCH, J.; MARTÍNEZ-SOLANO, I. GARCÍA-PARÍS, M.
2000 *Inventario, estado de conservación y medidas correctoras para la conservación de los anfibios del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara*. Informe interno (no publicado).
- BOSCH, J.; MARTÍNEZ-SOLANO, I.; GARCÍA-PARÍS, M.
2001 Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad in protected areas of Central Spain. *Biological Conservation*, 97 (3): 331-337.
- DE LA RIVA, I.; DORDA, J.; GARCÍA-PARÍS, M.; LÓPEZ, P.; MARTÍN, J.; SALVADOR, A.
1998 *Plan de acción de los anfibios y reptiles de la Comunidad de Madrid*. Convenio de Colaboración CAM-CSIC, Noviembre de 1998. 127 pág.
- De MAYNADIER, P. G.; HUNTER Jr., M. L.
1999 Forest canopy closure and juvenile emigration by pool breeding amphibians in Maine. *Journal of Wildlife Management*, 63 (2): 441-450.
- DODD Jr., C. K.; CADE, B. S.
1998 Movement patterns and the conservation of amphibians breeding in small, temporary wetlands. *Conservation Biology*, 12 (2): 331-339.
- GARCÍA-PARÍS, M.; MARTÍN, C.; DORDA, J.; ESTEBAN, M.
1989 Atlas provisional de los anfibios y reptiles de Madrid. *Rev. Esp. Herp.*, 3: 237-257.
- GARCÍA-PARÍS, M.; ASTUDILLO, G.; PRIETO, J. & MÁRQUEZ, R.
1990 Distribución de *Alytes cisternasii* Boscá, 1879, en el Centro de la Península Ibérica. *Rev. Esp. Herp.*, 4: 87-92.
- GARCÍA-PARÍS, M.; JOCKUSCH, E. L.
1999 A mitochondrial DNA perspective on the evolution of Iberian *Discoglossus*. *Journal of Zoology, London*.
- GARCÍA-PARÍS, M.; MARTÍNEZ-SOLANO, I.
2001 Nuevo estatus taxonómico para las poblaciones iberomediterráneas de *Alytes obstetricans* (Anura: Discoglossidae). *Rev. Esp. Herp.*, 15: 99-113.
- GRIJALBO, J.
1991 *La laguna de San Juan y demás zonas húmedas del Tajuña*. Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- KIESECKER, J. M.; BLAUSTEIN, A. R.; BELDEN, L. K.
2001 Complex causes of amphibian population decline. *Nature*, 410 (6829): 681-683.
- LIPS, K. R.
1998 Decline of a tropical montane amphibian fauna. *Conservation Biology*, 12 (1): 106-117.
- LIZANA, M.; ARCO, C.; MORALES, J. J.; BOSCH, J.; CEJUDO, J.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, F. J.; GUTIÉRREZ, J. & MARTÍN-SÁNCHEZ, R.
1995 Atlas provisional de la herpetofauna en el Sistema Central segoviano. *Rev. Esp. Herp.*, 9: 113-132.
- LIZANA, M.; BARBADILLO, L. J.
1997 Legislación, protección y estado de conservación de los anfibios y reptiles españoles. En: J. M. Pleguezuelos (Ed.), *Distribución y Biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Asociación Herpetológica Española – Universidad de Granada, Granada.
- MARTÍNEZ-SOLANO, I.; ACEITUNO, J.
2001 Primeras citas de ranita meridional en la Comunidad de Madrid. *Quercus*, 184: 36.
- MARTÍNEZ-SOLANO, I.; BOSCH, J.
2001 Peligro para los anfibios de las canteras madrileñas de Alpedrete. *Quercus*, 188: 54-55.
- MARTÍNEZ-SOLANO, I.; GARCÍA-PARÍS, M.
2001a Distribución y estado de conservación de *Alytes obstetricans* y *Pelodytes punctatus* en el Sureste de Madrid. *Bol. Asoc. Herp. Esp.*, 12 (1): 37-41.
- MARTÍNEZ-SOLANO, I.; GARCÍA-PARÍS, M.
2001b *Inventario preliminar de las poblaciones de anfibios del Parque Regional del Curso Medio del Río Guadarrama y su entorno*. Informe interno (no publicado).
- MARTÍNEZ-SOLANO, I.; GARCÍA-PARÍS, M.; ALCOBENDAS, M.
2002 Phylogeography of the genus *Discoglossus* (Anura: Discoglossidae) in the Iberian Peninsula. International Symposium: Phylogeography in Southern European Refugia: Evolutionary Perspectives on the Origins and Conservation of European Biodiversity. 11-15 Marzo 2002. Vairão, Portugal.
- MARTÍNEZ-SOLANO, I.; BOSCH, J.; GARCÍA-PARÍS, M.
(En prensa). Demographic trends and community stability in a montane amphibian assemblage. *Conservation Biology*.
- MORITZ, C.
1994 Defining “evolutionary significant units” for conservation. *TREE*, 9 (10): 373-375.

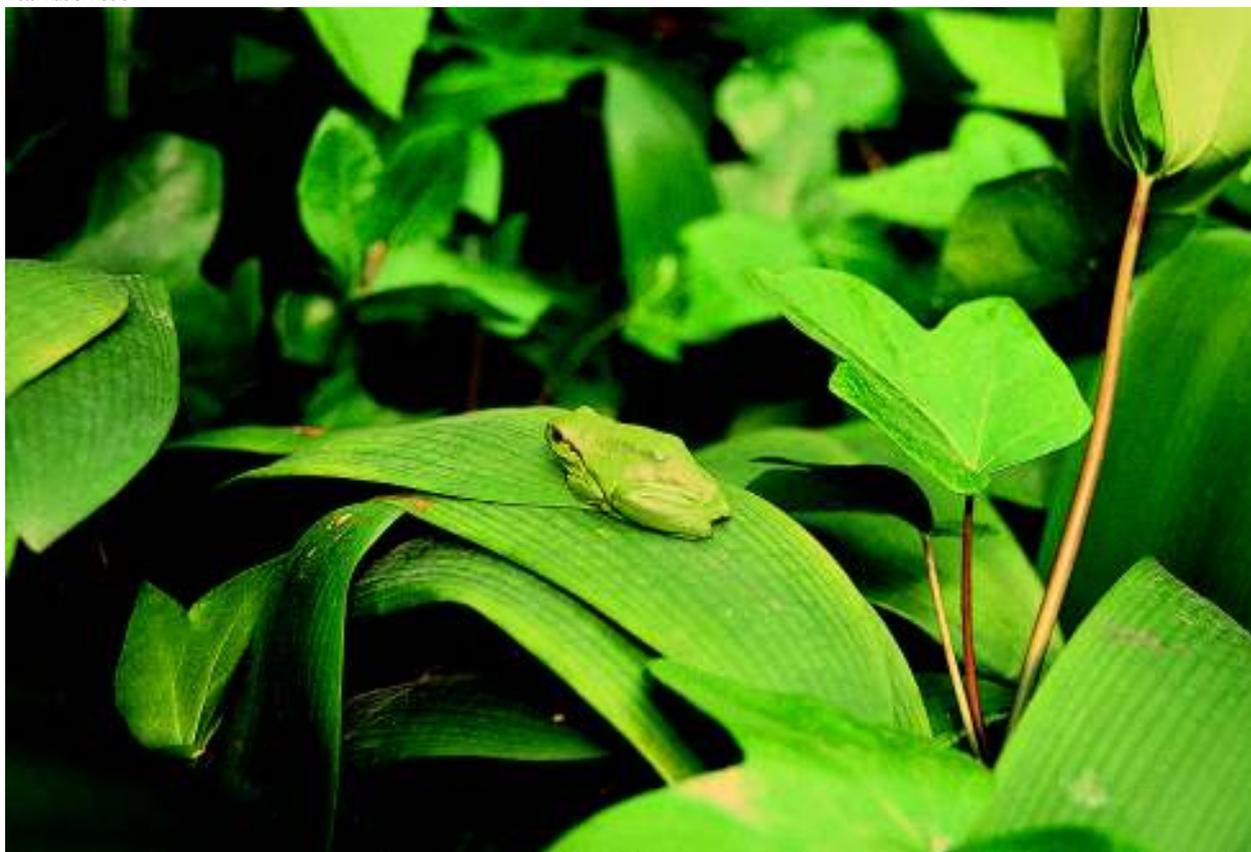
- PÉREZ-CORONA, M. E.; FERNÁNDEZ-SAÑUDO, P.; de LUCIO, J. V.
 2002 Espacios naturales protegidos y conservación de la diversidad biológica. En: F. D. Pineda *et al.* (Eds.), *La Diversidad Biológica en España*. Pearson Educación, Madrid.
- PRIETO, J.
 1991 Nuevas cuadrículas para el atlas de anfibios y reptiles de Madrid. *Bol. Asoc. Herp. Esp.* 2: 20-21.
- RICHARDS, S. J.; Mc DONALD, K. R.; ALFORD, R. A.
 1993 Declines in populations of Australia's endemic tropical rainforest frogs. *Pacific Conservation Biology* 1 (1): 66-77.
- SCV
 2001 Situación actual y problemas de conservación de Rana patilarga en la C.A.M. *Boletín SCV*, 8-9: 7-15.
- SEMLITSCH, R. D.
 1998 Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. *Conservation Biology*, 12 (5): 1113-1119.
- SEMLITSCH, R. D.; BODIE, J. R.
 1998 Are small, isolated wetlands expendable?. *Conservation Biology*, 12 (5): 1129-1133.

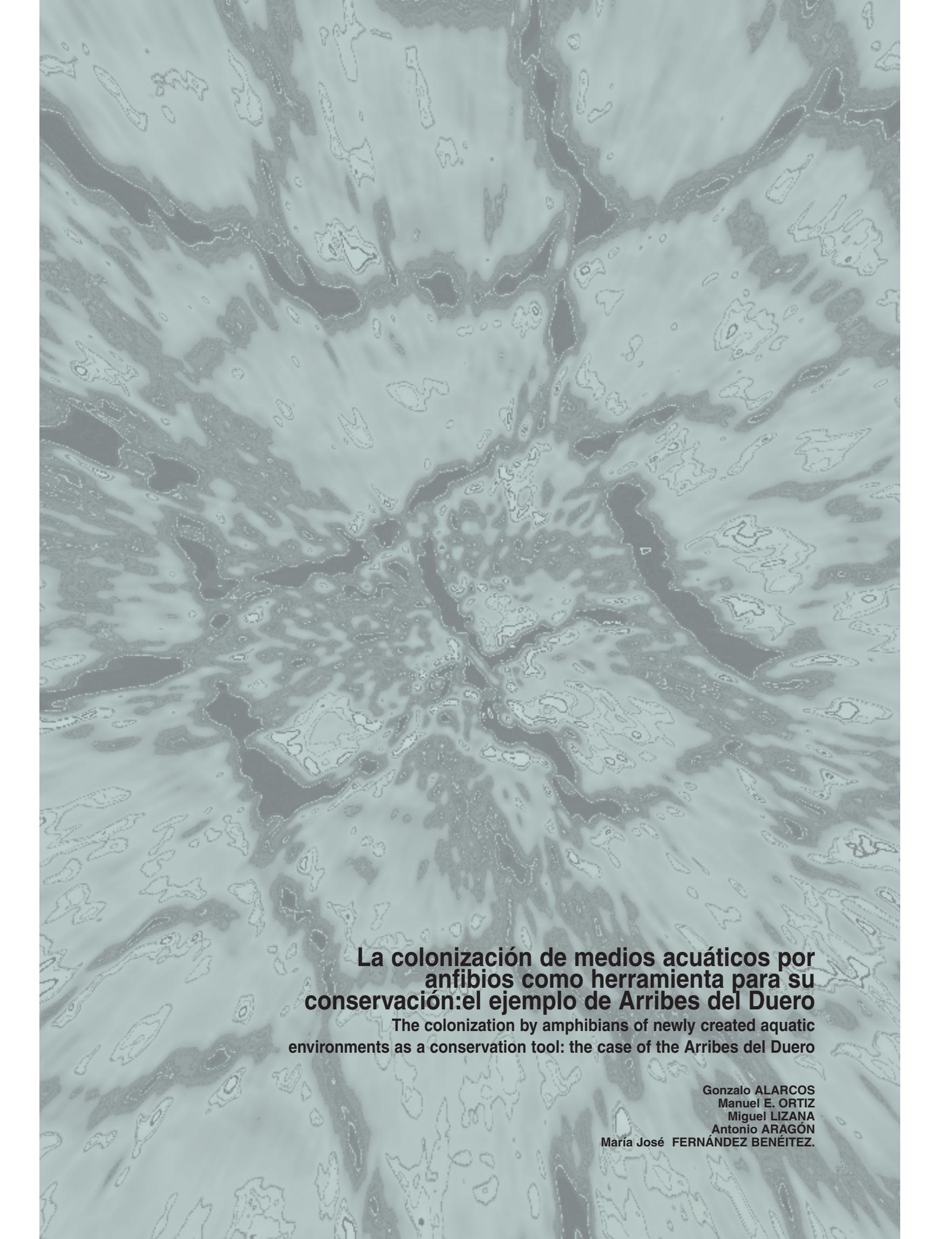


Especie	Grado de amenaza	Porcentaje de protección
<i>S. salamandra almanzoris</i>	Vulnerable	44.44%
<i>S. salamandra bejarae</i>	En Peligro	0%
<i>Pleurodeles waltl</i>	Menor Riesgo, Casi Amenazado	40.98%
<i>Triturus alpestris</i>	En Peligro	100%
<i>Triturus boscai</i>	Vulnerable	10.52%
<i>Triturus marmoratus</i>	Vulnerable	33.33%
<i>Triturus pygmaeus</i>	Menor Riesgo, Casi Amenazado	38.46
<i>Alytes cisternasii</i>	Menor Riesgo, Casi Amenazado	30%
<i>A. obstetricans almogavarii</i>	En Peligro	42.84%
<i>A. obstetricans pertinax</i>	En Peligro Crítico	0%
<i>Pelobates cultripipes</i>	Menor Riesgo, Casi Amenazado	31.42
<i>Pelodytes punctatus</i>	Datos Insuficientes / Vulnerable (*)	13.63%
<i>Bufo bufo</i>	Vulnerable	29.21%
<i>Hyla arborea</i>	Menor Riesgo, Casi Amenazado	23.68%
<i>Rana iberica</i>	Vulnerable	35.71%

Tabla 1. Categoría de amenaza (según la propuesta más reciente, ver De la Riva *et al.*, 1998) y porcentaje del área de distribución de cada especie incluida dentro de un espacio natural protegido. (*): En el caso de *Pelodytes punctatus* se sigue la recomendación de Martínez-Solano y García-París (2001) de incluir la especie en la categoría de "Vulnerable" después de ampliar la información disponible acerca de la distribución, abundancia y estado de conservación de la especie en la Comunidad de Madrid.

Foto: Xabier Rubio





**La colonización de medios acuáticos por
anfibios como herramienta para su
conservación: el ejemplo de Arribes del Duero**

**The colonization by amphibians of newly created aquatic
environments as a conservation tool: the case of the Arribes del Duero**

**Gonzalo ALARCOS
Manuel E. ORTIZ
Miguel LIZANA
Antonio ARAGÓN
María José FERNÁNDEZ BENÉITEZ.**

La colonización de medios acuáticos por anfibios como herramienta para su conservación: el ejemplo de Arribes del Duero

The colonization by amphibians of newly created aquatic environments as a conservation tool: the case of the Arribes del Duero

GAKO HITZAK: anfibioak, putzuak, kolonizazioa, Arribes del Duero, proposamenak, kontserbazioa.

KEY WORDS: amphibians, ponds, colonization, Arribes del Duero, conservation, proposals.

PALABRAS CLAVE: anfibios, charcas, colonización, Arribes del Duero, propuestas, conservación.

Gonzalo ALARCOS
Manuel E. ORTIZ
Miguel LIZANA
Antonio ARAGÓN
María José FERNÁNDEZ BENÉITEZ

RESUMEN

Denboraldiko hezeguneen desagerepenak, populazioen isolamendu eta iraungipenaren bidez, anfibioei zuzenean eragiten die. Zamorako "Arribes del Duero" eskualdean 16 putzuren sortzea eta egokitzeaz baliatuz, horietan anfibioen kolonizazioa, bertan inplikaturiko faktoreak barne, ikertu zen. Hiru urte igaro ondoren, *Rana perezi*, *Hyla arborea*, *Pleurodeles waltl* eta *Triturus marmoratus* kolonizazio-gaitasun handien erakutsi duten espezieak dira. Landare-estaldurak eta kanpoko espezieen sartzapenek kolonizazio prozesua baldintzatu zuten. Hezeguneak sortzea anfibioen kontserbaziorako neurri eraginkorra da, epe motzera putzu horietan populazio egonkorak eratzeko gauza baitira. Guk lorturiko emaitzak kontuan harturik, anfioentzako hezeguneen sorrera hobetzeko xedez, hainbat neurri proposatzen ditugu.

SUMMARY

The disappearance of temporary aquatic media affects amphibians through the isolation and extinction of populations. Taking advantage of the creation or restoration of sixteen ponds in the Arribes del Duero (Zamora, Spain), the colonization by amphibians and factors affecting it were studied. *Rana perezi*, *Hyla arborea*, *Pleurodeles waltl* and *Triturus marmoratus* were the species with greatest capacity for colonization after three years. Aquatic vegetation cover and the presence of introduced species conditioned the process of colonization. The creation of aquatic media is an effective measure in the conservation of amphibians, stable populations being formed in a short-term period. We also propose a series of measures directed towards the improvement in the process of creation of aquatic media for amphibians originating in our results.

RESUMEN

La desaparición de medios acuáticos temporales afecta directamente a los anfibios a través del aislamiento y extinción de poblaciones. Aprovechando la creación o restauración de 16 charcas en los Arribes del Duero de Zamora, se estudió la colonización por anfibios y los factores implicados en ella. *Rana perezi*, *Hyla arborea*, *Pleurodeles waltl* y *Triturus marmoratus* fueron las especies con mayor capacidad de colonización tras tres años. La cobertura vegetal y la presencia de especies introducidas condicionaron el proceso de colonización. La creación de medios acuáticos es una medida eficaz en la conservación de los anfibios al ser capaces de formar poblaciones estables a corto plazo. Proponemos una serie de medidas encaminadas a mejorar la creación de medios acuáticos para Anfibios a partir de nuestros resultados.

* Departamento de Biología Animal. Universidad de Salamanca. Campus Miguel de Unamuno.
37007 – Salamanca, España. lizana@usal.es

INTRODUCCIÓN

El declive a nivel mundial de las especies y poblaciones de anfibios es un hecho reconocido (BLAUSTEIN *et al.*, 1994; HOULAHAN *et al.*, 2000). Entre las causas principales de este declive global de anfibios aparecen la alteración y fragmentación de hábitats (LIZANA *et al.* 2002) con el consiguiente aislamiento de las poblaciones (SINSCH, 1992; BAKER & HALLIDAY, 1999), y la pérdida, degradación y contaminación de los medios acuáticos reproductores (SADINSKI & DUNSON, 1992; SKELLY, 1996; JOLY *et al.*, 1999; OLDHAM, 1999; SPARLING, 2002). La creación, conservación y mejora de medios acuáticos es por tanto una medida de protección de las poblaciones de anfibios al constituir una acción frente a dos de las principales causas de declive de sus poblaciones como son la fragmentación de hábitats y la pérdida de medios acuáticos. Esta herramienta ha sido utilizada con éxito en algunas regiones de Europa para mejorar el estatus de anfibios amenazados cuyo principal factor de amenaza era la agricultura intensiva por parte del hombre (STUMPEL & BLEZER, 1999; VAN DER SLUIS *et al.*, 1999).

Tras el proyecto Life *Pond* realizado durante cuatro años (1995-1997) para el mantenimiento de charcas y otras masas de agua de pequeña entidad en zonas agrícolas, se hizo patente en toda la Unión europea el valor de estos medios tradicionales desde diferentes puntos de vista (ambiental, educativo, faunístico, piscícola, arqueológico) y la necesidad de su conservación o recuperación. El objetivo era además hacer compatible su uso tradicional agrícola o ganadero con aspectos recreativos y educativos, y el mantenimiento de la biodiversidad local (BOOTHBY, 1999). Así, la creación y recuperación de medios acuáticos ha adquirido gran importancia como medida para la conservación de las poblaciones de anfibios; algunos casos en España son la reciente creación de charcas en las proximidades de San Sebastián (Guipúzcoa) para conservación de la única población de ranita meridional (*Hyla meridionalis*) del País Vasco y la creación de charcas en el robledal de Orgi (Navarra) o la adaptación del humedal de Salburúa, en el entorno de Vitoria (C.E.A., 2002), para la rana ágil (*Rana dalmatina*), único anfibio español, junto a *Alytes muletensis*, considerado *En peligro de extinción* (GOSÁ, 2002). La comunidad de Madrid ha desarrollado así mismo un programa de mejora de medios acuáticos y adaptación para los anfibios en el parque de Peñalara (GARCÍA PARÍS *et al.*, 2002), con el fin de recuperar las poblaciones de sapo partero (*Alytes obstetricans*) que

sufrieron un drástico declive debido a la infección por hongos quitridios (BOSCH *et al.*, 2001).

En 1999 se inició el programa Life *Arribes del Duero* para la conservación de la Cigüeña negra y el Águila perdicera en la comarca de Los Arribes del Duero (Salamanca y Zamora) (VICENTE *et al.*, 2000). Una de las medidas acometidas durante dicho programa fue la creación o restauración de charcas con el fin de aumentar número y calidad de los medios acuáticos y, en consecuencia, de la disponibilidad trófica para la cigüeña negra (HERRERO, 2000). Aprovechando la nueva creación y restauración de charcas se propuso desarrollar un estudio preliminar para estudiar la colonización de estos medios acuáticos por parte de los anfibios y determinar los factores que pudiesen influir la misma.

Con este trabajo pretendemos evaluar la capacidad, rapidez y éxito de colonización de diversas especies de anfibios en el Parque Natural de Los Arribes del Duero (Zamora), aprovechando las actuaciones de creación y mejora de medios acuáticos para otra especie como la cigüeña negra, así como los factores implicados en el proceso de colonización que puedan ser útiles como guía a la hora de plantear la creación de medios acuáticos para favorecer el establecimiento de comunidades de anfibios.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

Se muestrearon un total de 16 charcas, ubicadas en el Parque Natural de Los Arribes del Duero desde Marzo hasta Diciembre de 2001 (Figura 1). El área de estudio se sitúa en el noroeste de la Península Ibérica y está incluida en su totalidad en la provincia de Zamora. Fitogeográficamente la zona se incluye en la provincia Carpetano-Ibérico-Leonesa, región Mediterránea (RIVAS MARTÍNEZ, 1987), apareciendo fundamentalmente dos pisos bioclimáticos: supramediterráneo (por encima de 600 m.) y mesomediterráneo (por debajo de 600 m), llegando a aparecer en las zonas más bajas de la región (120 m) el piso termomediterráneo. Las series de vegetación características son *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae* y *Genisto falcata-Quercetum pyrenaicae* en el piso supramediterráneo, *Juniperus oxycedri-Quercetum rotundifolia* en el mesomediterráneo, y *Arbuto-Quercetum pyrenaica* en la zona de transición entre ambos pisos.

Los medios acuáticos son sistemas lénticos, de escasa o nula corriente, como describen en sus



Figura 1. Ubicación de las charcas en el área de estudio.

Figure 1. Ponds location in the study area.

trabajos ALONSO & COMELLES (1983) y DUDLEY (1987) concluyendo que las charcas pueden ser muy variables y complejas dependiendo de factores como el clima, tamaño, profundidad, naturaleza del sustrato y tipo de drenaje. Las cubetas de las charcas de estudio tienen forma cónica invertida y superficie en general redondeada, la mayor con un diámetro máximo de 25 metros y una profundidad máxima de 3 metros. De carácter temporal, se secan completamente en el periodo estival. El uso principal es el ganadero, especialmente de vacuno.

Estudio y seguimiento de poblaciones

Entre las 16 charcas, 12 eran de nueva creación, 3 fueron restauradas y una charca más antigua que se utilizó como control y donde no se llevó a cabo ninguna actuación. Todas ellas se caracterizaron morfométricamente, midiendo la profundidad y el diámetro de la cubeta, así como la distancia al punto de agua más cercano. El muestreo de las poblaciones de anfibios se realizó periódicamente, utilizando una manga de piscina de 45 x 30 cm con luz de malla de 3 mm, para prospectar tanto las orillas como la zona central de la charca. A partir de los resultados de los muestreos se estimaron, además de la presencia y reproducción de especies en cada charca, las

abundancias larvarias y la abundancia de adultos en aquellas especies más acuáticas.

En el transcurso de los muestreos se recogió también información sobre la presencia en la charca de especies que pudieran depredar o competir con los anfibios, tales como el cangrejo de río americano (*Procambarus clarkii*), la tenca (*Tinca tinca*) o la culebra viperina (*Natrix maura*). Se recogieron datos sobre los factores que se estimaron que podían influir en la colonización, dividiéndolos en factores físico-químicos y bióticos. Entre los físico-químicos se analizaron *ex situ* las concentraciones de nitratos, nitritos, amonio y fosfatos con un equipo de valoración colorimétrica MACHEREY-NAGEL modelo *Visocolor ECO*. El resto de las variables físico-químicas (temperatura, pH, conductividad y diferencia de potencial redox) se tomaron *in situ* utilizando las sondas *pHímetro - termómetro - sonda bipolar* portátil marca HANNA modelo HI 8424 y un conductímetro portátil HANNA modelo HI 8733.

El análisis de los factores bióticos consistió en la estimación del tipo de hábitat en un radio de 150 metros, describiendo las comunidades dominantes de vegetación circundante y la cobertura vegetal de las mismas. Del mismo modo se estimó la vegetación acuática dominante, además de la cobertura vegetal de la misma.

Análisis de datos

Para relacionar la presencia o abundancia de anfibios con los diferentes factores ambientales se realizaron análisis estadísticos en los que se utilizaron la presencia de cada especie de anfibio, detección de reproducción, abundancia larvaria y abundancia de individuos adultos como variables dependientes. El análisis de los factores que influían en la presencia o reproducción de las especies se realizó mediante tablas de contingencia con variables independientes cuantitativas, utilizando la prueba de Chi-cuadrado como estadístico de contraste, y mediante regresiones logísticas binarias con variables independientes cualitativas. En el caso de las abundancias larvaria y de adultos se utilizaron ANOVAs no paramétricas de Kruskal-Wallis y regresiones múltiples. En todos los casos se utilizaron las variables ambientales como factores o, en el caso de la regresión, como variables independientes.

Respecto de los análisis estadísticos se ha considerado un nivel de significación (α) del 0,10 en lugar del $\alpha = 0,05$ establecido por convenio. La modificación del valor α considerado, aunque no muy frecuente, se realiza en determinados estudios dependiendo de las consecuencias de cometer un error estadístico tipo I (rechazar la hipótesis nula cuando es cierta) (KREBS, 1989). El presente estudio se centra en proponer, a partir de los datos obtenidos en el campo, una serie de medidas a considerar en la creación de charcas para anfibios, por lo que consideramos que asumir una mayor probabilidad de cometer un error tipo I no va a suponer una pérdida de

efectividad de nuestras propuestas. Además, considerando que trabajamos con un tamaño de muestra pequeño (16 charcas), cabe esperar una pérdida de potencia de los análisis estadísticos. Por todo ello asumimos un error tipo I mayor y modificamos, por tanto, el valor α a considerar. En consecuencia, en el siguiente capítulo se expondrán como significativos los resultados de aquellos análisis que hayan aportado un valor de significación inferior a 0,1.

RESULTADOS

Doce especies de anfibios aparecen en el área de estudio: 4 urodelos: salamandra común (*Salamandra salamandra*), gallipato (*Pleurodeles waltl*), tritón ibérico (*Triturus boscai*) y tritón jaspeado (*T.marmoratus*); y 8 anuros; sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*), sapo partero común (*Alytes obstetricans*), sapo partero ibérico (*A.cisternasii*), sapo de espuelas (*Pelobates cultripipes*), sapo común (*Bufo bufo*), sapo corredor (*B.calamita*), ranita de San Antonio (*Hyla arborea*) y rana verde común (*Rana perezi*). Ocho de las doce especies llegaron a utilizar y reproducirse en las charcas. *D.galganoi*, *A.obstetricans*, *B.bufo* y *B.calamita* fueron las especies que no llegaron a entrar en las charcas en estudio.

R.perezi fue la especie con un mayor éxito colonizador, apareciendo en todas las charcas (16) y reproduciéndose en 15. *H.arborea* apareció en 14 charcas, *P.waltl* y *T.marmoratus* en 13 y *A.cisternasii* en 10 (Tabla I). *S.salamandra* fue, entre las especies que colonizaron, la menos frecuente, apareciendo en una sola charca (Tabla I). *T.marmoratus* fue la espe-

Tabla I. grado de colonización de cada charca por las diferentes especies de anfibios. En blanco (no presente) Rayado (colonización) indica que la especie coloniza la charca pero no se reproduce en ella, y Gris (reproducción) indica que la especie se reproduce en la charca.

Table I. colonization degree by amphibian species of each pond. White squares: absent. Dashed (colonization): species colonization but not breeding in the pond. Grey (reproduction): species breeding in the pond.

cie con mayor éxito reproductor en las charcas estudiadas, expresado en términos de abundancia larvaria, seguida de *R.perezi* y *P.cultripes* (Figura 2). En cuanto a los individuos adultos, *R.perezi* fue la especie más abundante, seguida de lejos por el resto de especies (Figura 3).

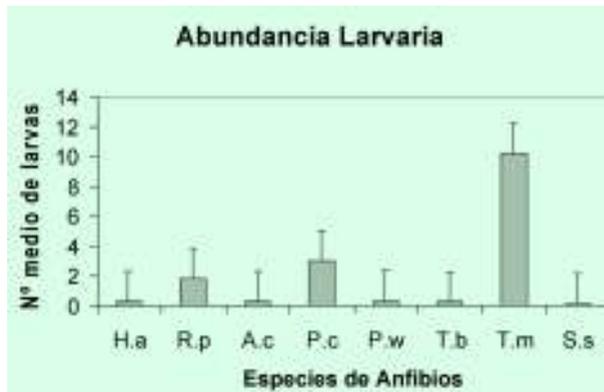


Figura 2. Promedio de la abundancia larvaria (número de larvas por muestreo) en el conjunto de charcas de los anfibios. A.c: *Alytes cisternasii*; H.a: *Hyla arborea*; P.c: *Pelobates cultripes*; P.w: *Pleurodeles waltii*; R.p: *Rana perezi*; S.s: *Salamandra salamandra*; T.b: *Triturus boscai*; T.m: *Triturus marmoratus*.

Figure 2. Average amphibian larval abundance (number of larvae per survey) in the ponds. A.c: *Alytes cisternasii*; H.a: *Hyla arborea*; P.c: *Pelobates cultripes*; P.w: *Pleurodeles waltii*; R.p: *Rana perezi*; S.s: *Salamandra salamandra*; T.b: *Triturus boscai*; T.m: *Triturus marmoratus*.

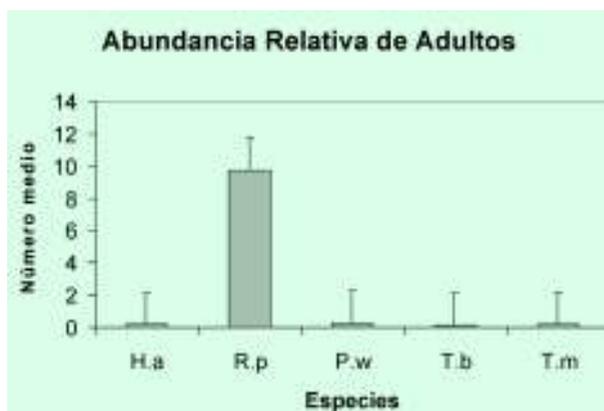


Figura 3. Abundancia promedio de individuos adultos de las especies más acuáticas encontradas en las charcas. H.a: *Hyla arborea*; P.w: *Pleurodeles waltii*; R.p: *Rana perezi*; T.b: *Triturus boscai*; T.m: *Triturus marmoratus*.

Figure 3. Average adult individuals abundance of more aquatic species found in the ponds. H.a: *Hyla arborea*; P.w: *Pleurodeles waltii*; R.p: *Rana perezi*; T.b: *Triturus boscai*; T.m: *Triturus marmoratus*.

Un promedio de 5 especies diferentes utilizaron las charcas, variando entre 3 y 6, y un promedio de 4,1 especies se reprodujeron en ellas, con un intervalo de 2 a 5. Las charcas restauradas fueron utilizadas por una media de 5,67 especies y las de nueva creación por 4,83, aunque esta dife-

rencia no resultó significativa ($X^2_1 = 1,957$; $p = 0,162$). En cuanto al número de especies reproduciéndose en cada charca tampoco se detectaron diferencias entre las charcas restauradas, con 3,33 especies y las de nueva creación, con 4,33 ($X^2_1 = 2,663$; $p = 0,103$).

Las dos especies del género *Triturus* fueron las únicas que mostraron preferencias por un tipo concreto de charcas; así, *T.marmoratus* presentó una abundancia larvaria promedio de 8,04 larvas por charca y muestreo en las de nueva creación, no apareciendo larvas de esta especie en las restauradas ($X^2_1 = 3,333$; $p = 0,068$). *T.boscai*, por su parte, fue más frecuente en charcas restauradas (67% de las charcas) que en charcas de nueva creación (17%) ($X^2_1 = 3,068$; $p = 0,080$).

El tipo de vegetación más común que rodea a las charcas es el pastizal xerófilo, siendo la formación dominante en el entorno de un 63% de charcas, seguido del pastizal húmedo, formaciones arbustivas y formaciones tipo dehesa (12,5% en cada caso). No obstante, este factor no influyó en ningún caso en la colonización de las charcas. La vegetación acuática fue también muy variable entre las diferentes charcas; en 6 de ellas apenas se observó vegetación acuática, el mismo número en que aparecieron especies de algas del género *Chara* como tipo dominante. En las charcas restantes se observaron comunidades acuáticas dominadas por el género *Ranunculus* acompañado de otras especies de hoja blanda y ancha como *Calitriche* sp, *Glyceria* sp o *Potamogeton* sp. Las dos especies del género *Triturus*, así como *R.perezi*, se relacionaron positivamente con la presencia de vegetación acuática. *T.boscai* se reprodujo únicamente en charcas con predominio de *Ranunculus*, apareciendo en un 50% de las charcas de este tipo ($X^2_2 = 6,346$; $p = 0,042$). La abundancia larvaria promedio de *T.marmoratus* en charcas dominadas por *Ranunculus* fue superior a 22 larvas por charca y muestreo, mientras que en los otros dos tipos de charcas apenas apareció más de 1 larva por charca y muestreo ($X^2_2 = 9,493$; $p = 0,009$). *Rana perezi* se vio favorecida por la presencia de vegetación acuática, de modo que, mientras su abundancia media en charcas sin vegetación fue de 5,96 individuos, en charcas de cualquiera de los otros dos tipos superó los 10 individuos ($X^2_2 = 5,896$; $p = 0,052$). Además, se obtuvo una relación directa de la abundancia de *R.perezi* con la cobertura de vegetación sumergida ($B = 0,612$; $p = 0,020$).

El cangrejo americano, *Procambarus clarkii*, se detectó en un 25% de las charcas, mientras que

T.tinca y *N.maura* aparecieron en un 43% de las charcas. El éxito reproductor de *T.marmoratus* fue inferior en charcas ocupadas por *T.tinca*, obteniéndose abundancias larvianas medias superiores a 1 en charcas con peces e inferiores a 11 en charcas sin peces ($X^2_1 = 3,348$; $p = 0,067$). *P.clarkii* fue el depredador potencial que afectó en mayor medida a los anfibios; así, *T.marmoratus* fue más frecuente en charcas sin cangrejos (91%) que con cangrejos (50%) ($X^2_1 = 3,068$; $p = 0,080$), de la misma manera que *P.waltl* se reprodujo en un 73% de las charcas sin *P.clarkii* y en tan solo el 25% de las charcas ocupadas por el cangrejo ($X^2_1 = 2,784$; $p = 0,095$). Sin embargo, la presencia de *P.clarkii* se relacionó positivamente con la de algunas especies como *H.arborea*, que se reprodujo en todas las charcas en las que aparecía *P.clarkii* y sólo en el 45% de las charcas libres de éste ($X^2_1 = 3,636$; $p = 0,057$), o *R.perezi*, que mostró unos índices promedios de abundancia de 15 individuos por charca y muestreo en presencia de cangrejo y menos de 8 en ausencia del mismo ($X^2_1 = 3,835$; $p = 0,050$). Finalmente, la presencia de *N.maura* se relacionó negativamente con el éxito reproductor de *P.cultripes*, obteniéndose abundancias larvianas cercanas a 8 larvas por charca y muestreo en charcas sin *N.maura* e inferiores 0,2 en charcas con presencia del depredador ($X^2_1 = 3,203$; $p = 0,074$).

Finalmente, los parámetros físico-químicos medidos en las diversas charcas y periodos del año apenas mostraron variación. En ningún caso se hallaron valores anómalos en los parámetros físicos y ninguna de las sustancias químicas analizadas presentó valores elevados que pudieran ser susceptibles de afectar a los anfibios (Tabla II). Dada la falta de variabilidad entre parámetros físico-químicos; en ningún caso se hallaron relaciones con la presencia, reproducción o abundancia de las diferentes especies de anfibios.

DISCUSIÓN

A pesar del corto tiempo transcurrido desde la creación o mejora de los medios (2-2,5 años), se ha producido una rápida y efectiva colonización por parte de la mayoría de las especies. De las doce especies de anfibios que se encuentran en el área de estudio, ocho se han reproducido, lo que supone un proceso de colonización mucho más rápido de lo que señala BOOTHBY (1999), quien opina que se obtienen resultados concluyentes sobre procesos colonizadores después de al menos cinco años. La cercanía a otros medios acuáticos de calidad y la buena conservación del hábitat que rodea a las charcas habrían influido en la rápida colonización. Exceptuando la prohibición de vertidos en las charcas, no se ha producido ningún cambio en la actividad agraria y ganadera en la zona, y las charcas estudiadas son utilizadas del mismo modo que otros medios de características similares, lo que nos indica que las actividades tradicionales no son un impedimento para la estabilización de estas comunidades de anfibios.

En general, podemos agrupar los muchos factores citados en la bibliografía como importantes en la colonización por anfibios de nuevos medios en tres tipos: características del hábitat, como la distancia entre las charcas fuente y receptora (LAAN & VERBOOM, 1990; BAKER & HALLIDAY, 1999; KUPFER & KNEITZ, 1999; LEHTINEN *et al.*, 1999) y los efectos barrera o existencia de corredores (HITCHINGS & BEEBEE, 1998); las características de las especies, como su capacidad de dispersión (KUPFER & KNEITZ, 1999; VAN DER SLUIS *et al.*, 1999) y el número de dispersantes (LAAN & VERBOOM, 1990; KUPFER & KNEITZ, 1999), y por último las propiedades del medio a colonizar, entre las que incluiríamos la edad de la charca y todas las características físicas, químicas y biológicas de la misma (ver resumen en BOOTHBY, 1999).

	MÍNIMA	MÁXIMA	MEDIA
Nitrito (mg/l)	0	0,13	0,02
Nitrato (mg/l)	0	3,75	0,37
Amonio (mg/l)	0	1,75	0,29
Fosfato (mg/l)	0,14	0,77	0,34
Tª agua (°C)	8,5	13,4	11,25
pH	7,43	8,87	8,06
Conductividad (µs)	44	213	92,07
Potencial Redox (mv)	-43,5	-144	-91,7
Alcalinidad (mg/l CO32- - CO3Mg)	30	75,75	47,2
Dureza (mg/l CO32-)	18	56,8	30,8

Tabla II. Valores medios, máximos y mínimos de los parámetros físico-químicos del agua medidos en las charcas en el conjunto de muestreos.

Table II. Mean, maximum and minimum values of physical and chemical parameters of water measured in pond during all the surveys.

Las cuatro especies que no han llegado a colonizar las charcas probablemente utilizarían otro tipo de medios acuáticos disponibles. Respecto a *B.bufo* y *B.calamita*, nuestro estudio se contradice con otros europeos en los que indican una rápida colonización de nuevas charcas por ellos (SINSCH, 1991; BEEBEE, 1997; BAKER & HALLIDAY, 1999). Aunque en la zona incluida en este estudio no se observó ningún síntoma de presencia de estas especies, en otro estudio similar inédito llevado a cabo por nosotros en los Arribes del Duero en Salamanca, se observó que *B.calamita* se reproducía en el 50% de los medios durante el primer año, en una única charca durante el segundo y en ninguna durante el tercer año. Esto podría indicarnos que podría haberse reproducido en las charcas estudiadas durante los primeros años por su buena y rápida capacidad colonizadora, como señalan DENTON *et al.* (1995) y GALÁN (1997), haciéndose más rara a medida que otras especies de anfibios y la vegetación acuática se van instalando (PHILLIPS *et al.*, 2002) y comenzaría un descenso de la supervivencia de la especie por posible competencia (TEJEDO & REQUES, 1994; BARDSLEY & BEEBEE, 1998). La falta de datos correspondientes a los dos primeros años de existencia de las charcas nos impide demostrar esta hipótesis.

Por otra parte, *B.bufo* utiliza en la zona de estudio otros medios de mayor entidad, tales como ríos y arroyos de cierta profundidad y corriente, al igual que indican para Holanda STUMPEL & VAN DER VOET (1998). *D.galganoi* y *A.obstetricans*, por su parte, son especies con una baja abundancia en la zona, lo que podría ser la causa de que no hayan entrado en las charcas; además, *D.galganoi* utiliza medios muy someros para reproducirse, evitando masas de agua de cierto volumen en las que aparezcan otras especies (BARBADILLO *et al.*, 1999; MARTÍNEZ-SOLANO, 2002).

La especie con mayor éxito colonizador es *R.perezi*, lo cual está en la línea de lo que señalan otros autores que apuntan a su capacidad adaptativa a todos los medios, incluso a los muy degradados (GARCÍA-PARÍS, 1985; BARBADILLO, 1987; GARCÍA-PARÍS *et al.*, 1989). Otras especies de gran éxito colonizador fueron *H.arborea*, *P.waltli*, *T.marmoratus*, *A.cisternasii* y *P.cultripipes*.

El caso de *H.arborea* sería el más llamativo si tenemos en cuenta que es considerada como una especie selectiva en cuanto a su hábitat reproductor prefiriendo medios más estables y, en general, de mayor tamaño que los dispuestos en nuestro trabajo (DÍAZ PANIAGUA, 1983). *T.boscai* es

el tritón con menor capacidad colonizadora, lo cual podría ser debido a sus preferencias por arroyos limpios y con aguas corrientes para la reproducción, al menos en la zona (LIZANA *et al.*, 2002), medios muy diferentes a los estudiados en el presente trabajo.

El hecho de que *T.marmoratus* posea la mayor abundancia larvaria en las charcas, nos plantea y sugiere la capacidad natural que posee esta especie de aprovechar las buenas condiciones que le brindan las charcas para la reproducción, llegando a superar en promedio de larvas/charca y muestreo a especies con tamaños de puesta mucho mayores, como *P.cultripipes* y *R.perezi* (BARBADILLO *et al.*, 1999). Además de indicarnos la relativa abundancia de la especie en el área de estudio. A pesar de la supuesta baja capacidad de dispersión (400-800 m), correspondientes a las especies del género *Triturus* (SIMMS, 1969; BAKER & HALLIDAY, 1999); *T.marmoratus* se encontró en muchas de las charcas, siendo el urodelo con mayor capacidad de colonización (Tabla I). Su alta presencia en las charcas puede deberse a que es una especie abundante y típica de zonas mediterráneas (GARCÍA-PARÍS, 1985; GIACOMA, 1988; DÍAZ PANIAGUA, 1990).

La capacidad de dispersión va a influir en la colonización de los medios nuevos, aunque en vista de nuestros resultados, no va a ser un factor concluyente; debido muy posiblemente a la gran cantidad de medios acuáticos cercanos y disponibles con características similares que pueden servir como medio-fuente de dispersión de las especies de anfibios.

Comentaremos el caso de las especies del género *Alytes*, con un área de campeo en torno a los 500 metros (LAAN & VERBOOM, 1990), hemos observado, por una parte, un caso de especie, *A.cisternasii*, con una capacidad colonizadora aceptable, mientras que *A.obstetricans* no ha conseguido entrar en ninguna de las charcas analizadas.

Es evidente que la edad de la charca va a influir también en el proceso de colonización. LAAN & VERBOOM (1990) exponen que la probabilidad de que una charca sea ocupada por anfibios es más alta cuanto mayor sea su edad, siendo una de las variables más importantes a contemplar. STUMPEL & VAN DER VOET (1998) indican que cada especie de anfibio necesita condiciones muy concretas de sucesión ecológica para optimizar su colonización. En nuestro estudio, por el contrario, no hemos encontrado diferencias en la aparición de anfibios entre las charcas restauradas y las nue-

vas, lo que coincide con lo apuntado por BAKER & HALLIDAY (1999) que no encontraron diferencias en cuanto a número de especies y el diferente grado de madurez de los medios acuáticos. GLANDT & HEINRICH (1999), por su parte, afirman que en las charcas antiguas disminuye la biodiversidad al ser las comunidades faunísticas más estables, apareciendo una mayor diversidad de predadores y siendo más acusada la selección natural.

La vegetación acuática juega un papel muy importante para los anfibios, actuando como fuente de alimento, lugar de puesta, refugio, etc (GREEN, 1984; DÍAZ PANIAGUA, 1986; BARBADILLO *et al*, 1999) e incluso contribuyendo a la depuración de sustancias y mantenimiento de la calidad del agua (ILDOS & ANCONA, 1994). Las dos especies del género *Triturus* se relacionaron positivamente con un tipo de vegetación acuática, reproduciéndose preferentemente en las charcas donde dominan las especies de hoja blanda, lo que sería atribuible a que las utilizan para depositar sus huevos, doblándolas posteriormente (GREEN, 1984; DÍAZ PANIAGUA, 1986), en detrimento de las charcas con predominio de Charales, que poseen hojas filamentosas, coriáceas y quebradizas, poco aptas para depositar los huevos. En general, todas las especies del género *Triturus* dependen fuertemente de la vegetación acuática (STUMPPEL & VAN DER VOET, 1998).

R.perezi fue más abundante cuanto mayor era la cobertura vegetal acuática. Ésta, tanto sumergida como superficial, es mayor y de mayor madurez cuanto más antigua es la charca (CIRUJANO & MEDINA, 2002) por lo que *R.perezi* aparecería coincidiendo con las etapas finales de la sucesión ecológica que acontece en los medios acuáticos, al igual que señala DÍAZ PANIAGUA (1983) en referencia a la fenología reproductora anual de las comunidades mediterráneas de anfibios en Doñana. En cualquier caso, a pesar de que *R.perezi* es más abundante en medios estables, con mayor cobertura vegetal, los subadultos se dispersan y colonizan rápida y eficazmente cualquier tipo de medio acuático, como se ha señalado en otros trabajos en Galicia (GALÁN, 1997) y en los Arribes del Duero de Salamanca (datos inéditos).

Las características físico-químicas del agua pueden afectar a los anfibios de muy diversas formas (DENTON, 1991; SADINSKI & DUNSON, 1992; SKELLY, 1996). Así, STUMPPEL & VAN DER VOET (1998) proponen la conductividad como una buena medida de calidad del agua y por tanto condicionante del estado de las poblaciones de anfibios. Por otra parte, se ha señalado como un pH ácido o los

compuestos químicos nitrogenados pueden afectar negativamente a la supervivencia de algunas especies de anfibios (BERGER, 1989; BEEBEE *et al.*, 1990; BEATTIE *et al.*, 1991; HECNAR, 1995; XU & OLDHAM, 1997; LANGTON & BURTON, 1998; MARCO *et al.*, 1999). Sin embargo, todos estos estudios señalan rangos de valores mucho más extremos que los que se han encontrado durante el presente estudio, en el que apenas existe variabilidad entre las diferentes charcas y mediciones en el tiempo, no habiéndose encontrado ningún valor alejado de los óptimos para las diferentes especies (Tabla II).

En numerosas ocasiones se ha demostrado que la introducción de peces alóctonos afecta a las poblaciones de anfibios (DOLCE & DRAMIS, 1977; DOLMEN, 1983; BRESSI & CASSOLA, 1989; BEEBEE, 1997; LIZANA & BARBADILLO, 1997; BAKER & HALLIDAY, 1999; BRESSI & STOCH, 1999). En nuestro estudio solo las larvas de *T.marmoratus* parecen ser vulnerables a la presencia de tencas, especie de alimentación fundamentalmente omnívora y sobre todo insectívora (DOADRIO, 2001). De este modo, la relación negativa quizá podría deberse a la eliminación de las puestas por el consumo de la vegetación que envuelve los huevos de *T.marmoratus*, unido a que sus larvas utilizan toda la columna de agua (DÍAZ PANIAGUA, 1979), al igual que sucede con *T.cristatus*, especie altamente vulnerable a los ataques de peces, que llega a desaparecer de aquellas charcas donde existe fauna piscícola (DOLMEN, 1983; BEEBEE, 1997). Esto explicaría la ausencia de interacciones entre *T.tinca* y *T.boscai* en nuestro estudio, ya que esta especie, al igual que *T.vulgaris* tienen larvas fundamentalmente bentónicas (DÍAZ PANIAGUA, 1979; BAKER & HALLIDAY, 1999), capaces de convivir con peces en la misma charca (BAKER & HALLIDAY, 1999). Un dato reseñable es que *H.arborea*, especie considerada muy sensible ante la presencia de peces (BRESSI & DOLCE, 1993; ILDOS & ANCONA, 1994), se ha mostrado indiferente en nuestro estudio.

La presencia de *T.marmoratus* y la reproducción de *P.waltl* son menores en los medios donde se encuentra el cangrejo introducido *P.clarkii*. En el caso de *P.waltl*, podría deberse a la depredación directa de huevos y larvas por parte del cangrejo, como se ha descrito para el tritón de California (*Taricha torosa*) por GAMRADT & KATS (1996). En el caso de *T.marmoratus*, la causa podría ser la ingestión, accidental o no, de los huevos por parte de los cangrejos adultos, fundamentalmente detritívoros y herbívoros (COLL MORALES, 1987) que quizá ingerirían los huevos

envueltos en las hojas. Por otra parte, el hecho de que *H.arborea* y *R.perezi* hayan mostrado una relación positiva con charcas donde se halla el cangrejo, podría deberse a la ausencia de otros anfibios competidores, e incluso a la eliminación de posibles depredadores, ya que los tritones adultos afectados por la presencia del cangrejo son también potenciales depredadores de larvas de anuros (BARBADILLO *et al.*, 1999). DÍAZ PANIAGUA (1990) afirma además que *R.perezi* es más abundante en medios donde la presencia de otras especies de anfibios es menor, lo que sería consecuencia en este caso de la presencia de *P.clarkii*. En el caso de *H.arborea*, la relación podría ser debida también a una coincidencia ecológica, utilizando esta especie charcas en zonas de vaguada que tienen mayor humedad y vegetación verde durante todo el año; *P.clarkii* utilizaría preferentemente este tipo de medios al estar facilitadas sus migraciones fuera del agua por la humedad ambiental que se crea en las vaguadas.

La presencia de *N.maura* presenta una relación negativa sólo con la presencia y abundancia de larvas de sapo de espuelas (*P.cultripipes*). *N.maura* es un ofidio muy especializado en la captura de larvas y adultos de anfibios (BARBADILLO *et al.*, 1999). No obstante, debemos considerar que, a diferencia de los otros dos depredadores considerados en el estudio, *N.maura* visita las charcas ocasionalmente, por lo que la periodicidad de los muestreos podría estar infravalorando su frecuencia de aparición. Además, habría que considerar las fenologías de las especies depredador y presa para evitar resultados casuales debidos a segregaciones temporales en la actividad de *N.maura* y las diferentes especies de anfibios.

Propuestas para la creación de medios acuáticos.

La creación, restauración o mejora de medios acuáticos puede resultar una herramienta muy útil para la conservación de las poblaciones de anfibios, especialmente en aquellos casos en que los impactos hayan producido un deterioro del hábitat y un aislamiento de las poblaciones. En el presente trabajo observamos como los requerimientos colonizadores de las especies de anfibios de la región Mediterránea de la Península Ibérica no son muy altos, sino que en un periodo de tres años la mayoría de las especies pueden establecer poblaciones en charcas nuevas incluso en zonas en las que no se han llevado a cabo actuaciones para la conservación del hábitat. No obstante, hay que considerar una serie de factores a tener en cuenta si se desea utilizar esta herramienta con el fin de

mejorar el estatus poblacional de los anfibios. A continuación exponemos propuestas para la creación de charcas basándonos en las observaciones realizadas durante este estudio:

- Ubicar las charcas a menos de 700 metros de una fuente de dispersión, para que todas las especies tengan posibilidad de colonizarlas. *T.cristatus*, una de las especies con menor área de campeo, puede desplazarse hasta 650 m (BUTGER *et al.*, 1999). Además, se debe tener en cuenta el régimen hidrológico, accesibilidad para los anfibios, ausencia de carreteras o parapetos que puedan dificultar las migraciones, etc, debiéndose facilitar la colonización con medidas sencillas de eliminación o modificación de estos obstáculos.

- Construir charcas de diferentes tamaños, unas más persistentes que mantuviesen agua durante la mayor parte del año o al menos durante los meses principales de la época de reproducción y desarrollo larvario, y otras más pequeñas que favorezcan a las especies que utilizan medios más someros. Lo más lógico sería ubicar las charcas pequeñas en los alrededores de las grandes para aprovechar el desagüe de las estas mismas.

- Aprovechar las vaguadas para la construcción de charcas para aumentar el rendimiento en cuanto al mantenimiento de agua, además de favorecer a determinadas especies, como los tritones, que aumentan su presencia por el flujo laminar que llega a las charcas en forma de arroyos (ALONSO TEMIÑO, 1992).

- Contemplar la posibilidad de que la charca pase cada varios años por un periodo de sequía, de manera que se eliminen algunos de los depredadores especializados en larvas de anfibios, especialmente peces. Hay que considerar que esto no tiene por qué influir, en principio, sobre los anfibios que aquí tratamos, ya que dado su carácter mediterráneo se encuentran adaptados a la temporalidad de los medios acuáticos. No obstante, deben evitarse periodos de sequía prolongados que pudieran afectar a los propios anfibios.

- Favorecer la aparición de vegetación acuática. Sobre todo de hoja blanda y ancha, ya que es este tipo de plantas las que utilizan algunos anfibios para proteger sus puestas (e.g. DÍAZ PANIAGUA, 1986). Además, se debe impedir el desarrollo de especies vegetales acuáticas superficiales invasoras como las de los géneros *Lemna* y *Azolla*, que impiden el desarrollo de la vegetación sumergida y reducen el oxígeno disuelto y disponible en el agua.

- No introducir especies exóticas, fundamentalmente peces. Tanto las especies herbívoras

como las carnívoras pueden dañar directa o indirectamente a las poblaciones de anfibios al depre-
dar sobre huevos y larvas, además de contribuir a
la disminución de la biodiversidad (BRESSI &
STOCH, 1999).

- Dar a conocer a la población local, especial-
mente escolares, agricultores y ganaderos, el
importantísimo papel que juegan las charcas a
todos los niveles sociales (económico, medioam-
biental, educativo, científico.....) (BOOTHBY, 1999).

AGRADECIMIENTOS

Al apoyo de Mariano Rodríguez Alonso y otros
técnicos de la Consejería del Medio Ambiente en
Zamora de la concesión y realización de este pro-
yecto. También a Jaime Madrigal González, Jorge
Muñoz Minguela y Sebastián Borrero Corte por su
desinteresada colaboración en las salidas de
campo.

REFERENCIAS

ALONSO, M. & COMELLES, M.

1983 Criterios básicos para la clasificación Limnológica de
las masas de agua continentales de pequeño volumen
de España. *Actas del Primer congreso Español de
Limnología*: 35-42.

ALONSO TEMIÑO, C.

1992 *La comunidad de urodelos del Sur de Gredos:
biometría y uso del espacio*. Tesis de Grado.
Universidad de Salamanca. Salamanca.

BAKER, J.M.R. & HALLIDAY, T.R.

1999 Amphibian colonization of new ponds in an agricultural
landscape. *Herpetological Journal*, 9: 55-63.

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.

BARBADILLO, L.J.

1987 *La guía de los Anfibios y Reptiles de la Península
Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. Incafo. Madrid.

BARDSLEY, L. & BEEBEE, T.J.C.

1998 Interspecific competition between *Bufo* larvae under
conditions of community transition. *Ecology*, 79: 1751-1759

BEATTIE, R.C.; ALSTON, R.J. & MILNER, A.G.P.

1991 A field study of fertilisation and embryonic development
in the common frog (*Rana temporaria*) with particular
reference to acidity and temperature. *Journal of Applied
Ecology*, 28: 346-357.

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.

BEEBEE, T.J.C.; FLOWER, R.J. & STEVENSON, A.C.

1990 Decline of the natterjack toad *Bufo calamita* in Britain;
palaeoecological, documentary and experimental
evidence for breeding site acidification. *Biological
Conservation*, 53: 1-20.

BERGER, L.

1989 Disappearance of amphibian larvae in the agricultural
landscape. *Ecoogy. International Bulletin*, 17: 65-73.

BLAUSTEIN, A.R.; WAKE, D.B. & SOUSA, W.P.

1994 Amphibian declines: judging stability, persistence,
and susceptibility of populations to local and global
extinctions. *Conservation Biology*, 8: 60-71.

BOOTHBY, J. (ED.)

1999 *Pond & pond landscapes of Europe*. The Pond Life
Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.

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(3): 331-337.

BRESSI, N. & CASSOLA, C.

1989 Stagno carsico o vasca ornametale?. *Bolletino WWF-
Friuli-Venezia Giulia*, 38:7.

BRESSI, N. & DOLCE, S.

1993 Primi dati sulla situazione e la salvaguardia degli Anfibi
in provincia di Trieste. *Quaderni Civico Stazione
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, United Kingdom.

BUGTER, R.J.F.; VAN DER SLUIS, T. & VOS, C.C.

1999 Towards an expert system for pond networks: exploration
and use of Life data. In: *Ponds and pond landscapes of
Europe*. J. Boothby (Ed.): 53-60. The Pond Life Project.
Garstang, Lancashire, United Kingdom.

CENTRO DE ESTUDIOS AMBIENTALES.

2002 *Salburúa, un Humedal que Renace*. Ayuntamiento de
Vitoria-Gasteiz. Vitoria-Gasteiz.

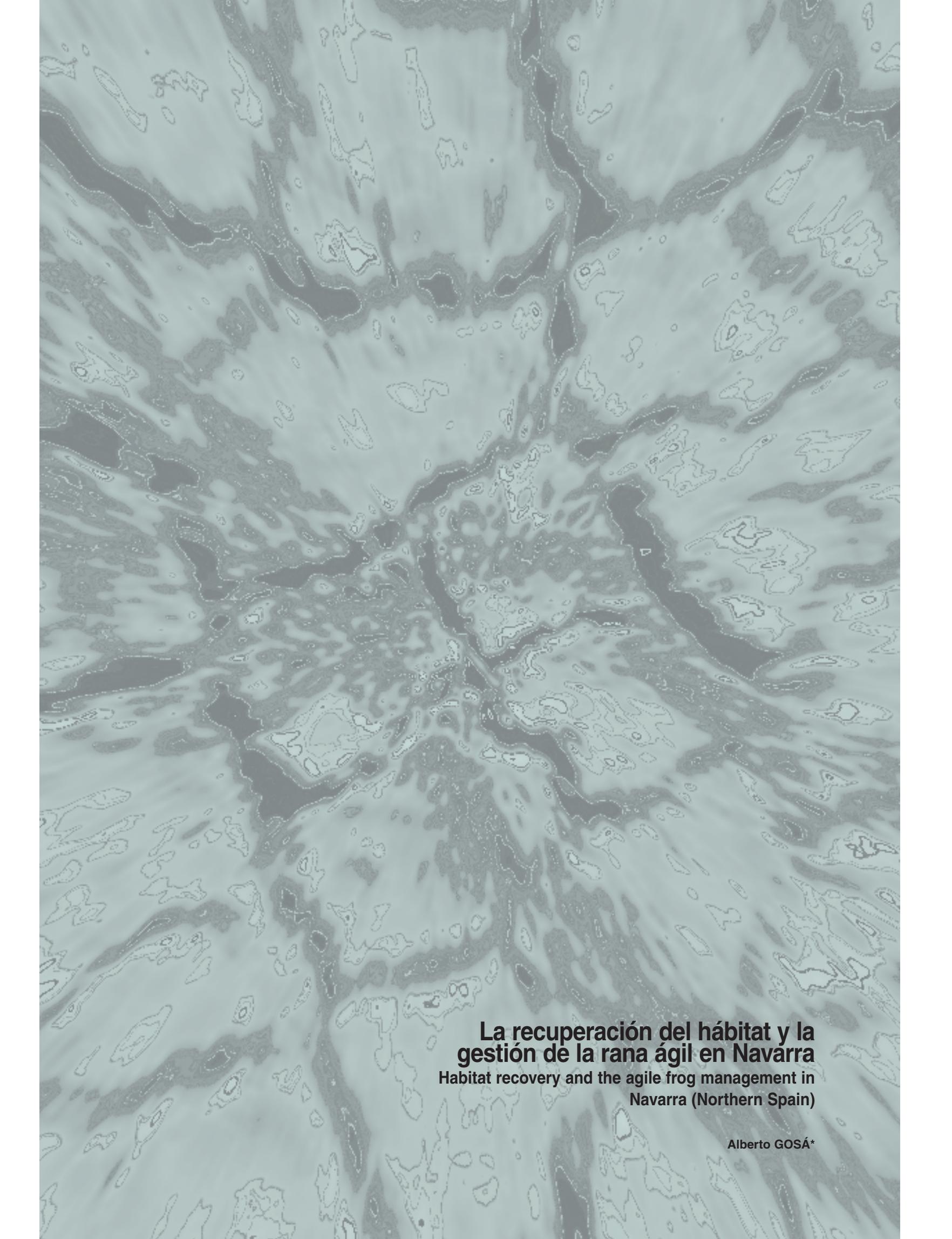
- CIRUJANO, S.B. & MEDINA, L.D.
2002 *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla-La Mancha*. Real Jardín Botánico – CSIC & Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Madrid.
- COLL MORALES, J.
1987 *Cría del cangrejo de río*. Hispano Europea. Barcelona.
- DENTON, J.S.
1991 The distribution and breeding site characteristics of newts in Cumbria, England. *Herpetological Journal*, 1: 549-554.
- DENTON, J.S.; HITCHINGS, S.P. & BEEBEE, T.J.C.
1995 *Natterjack toad. Species Recovery Programme Project 1992-1995. Final report*. English Nature. Peterborough, United Kingdom.
- DÍAZ PANIAGUA, C.
1979 Estudio de las interacciones entre *Triturus marmoratus* y *Triturus Boscai* durante su periodo larvario. *Doñana Acta Vertebrata*, 6(1): 19-53.
- 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 (1): 41-53.
- DÍAZ PANIAGUA, C.
1986 Selección de plantas para la ovoposición en *Triturus marmoratus*. *Revista Española de Herpetología*, 1: 315-318.
- DÍAZ PANIAGUA, C.
1990 Temporary ponds as breeding sites of amphibians at a locality in southwestern Spain; *Herpetological Journal*, 1(10) : 447.
- DOADRIO, I. (ED.)
2001 *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- DOLCE, S. & DRAMIS, G.
1977 Problemi di conservazione degli stagni carsici e ripristino dello stagno di Colludrozza (Sgonico, TS). *Pro Natura Carsica, Trieste*: 1-24.
- DOLMEN, D.
1983 Diel rhythms and microhabitat preference of the newts *Triturus vulgaris* and *Triturus cristatus* at the northern border of their distribution area. *Journal of Herpetology*, 17: 23-31.
- DUDLEY, D.
1987 *The ecology of temporary waters*. Timber Press. USA.
- GALÁN, P.
1997 Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in Northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 79: 187-195.
- GAMRADT, S.C. & KATS, L.B.
1996 Effect of introduce crayfish and mosquitofish on California newts. *Conservation Biology*, 10: 1155-1162.
- GARCÍA-PARÍS, M.
1985 *Los anfibios de España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- GARCÍA-PARÍS, M.; MARTÍN, C.; DORDA, J. & ESTEBAN, M.
1989 *Los anfibios y reptiles de Madrid*. Servicio Extensión Agraria. Ministerio Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- GARCÍA-PARÍS, M.; MARTÍNEZ-SOLANO, I. & BOSCH, J.
2002 Anfibios de la Sierra del Guadarrama: Singularidad y Conservación. In: *Terceras Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Páucar*. Comunidad de Madrid (Ed.): 33-41.
- GIACOMA, C.
1988 Ecology and distribution of newts in Italy. *Annali del Istituto e Museo de Zoologia. Università di Napoli*, XXVI: 49-84.
- GLANDT, D. & HEINRICH, D.
1999 Effect of local habitat connectivity in agricultural landscapes - a case study of small pond and amphibians in North West Germany. In: *Ponds and pond landscapes of Europe*. J. Boothby (Ed.): 83-88. The Pond Life Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.
- GOSÁ, A.
2002 *Rana dalmatina*. In: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. J.M. Pleguezuelos; R. Márquez & M. Lizana (Eds.): 120-122. Dirección General de Conservación de la Naturaleza & Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- GREEN, D.
1984 *A study of the great crested newt (Triturus cristatus) in Durham and the Tyne & Wear, South*. Unpublished report. Durham County Conservation Trust Ltd. Durham, United Kingdom.
- HECNAR, S. J.
1995 Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14: 2131-2137.

- HERRERO, J.C.P.
2000 Recuperación de pequeñas presas, charcas y pesqueras tradicionales. In *Arribes del Duero: el hogar del águila perdicera y de la cigüeña negra*. J.L. Vicente; J. Palacios; A. Martínez & M. Rodríguez (Eds.): 111-122. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León. Zamora.
- 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.
- HOULAHAN, J.E.; FINDLAY, C.S.; SCHMIDT, B.R.; MEYER, A.H. & KUZMIN, S.L.
2000 Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- ILDOS, A. & ANCONA, N.
1994 Analysis of amphibian habitat preferences in a farmland area (Po plain, Northern Italy). *Amphibia-Reptilia*, 15(3): 307-316.
- JOLY, P., MIAUD, C., LEHMANN, A. & GROLET, O.
1999 Influence of the agricultural use in the matrix surrounding a pond on the occurrence of newts g. *Triturus*. In: *Ponds and pond landscapes of Europe*. J. Boothby (Ed.): 149-150. The Pond Life Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.
- KREBS, C.J.
1989 *Ecological Methodology*. Harper & Row. New York, USA.
- KUPFER, A. & KNEITZ, S.
1999 Colonisation processes and population dynamics of amphibians at 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.
- LAAN, R. & VERBOOM, B.
1990 Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation*, 54: 251-262.
- LANGTON, M. & BURTON, J.A.
1998 Amphibians and Reptiles: Conservation management of species and habitats. Planning and Management Series. *Council of Europe Publishing*, 4: 96.
- 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*. J.M. Pleguezuelos (Ed): 477-516. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada & Asociación Herpetológica Española. Granada.
- LIZANA, M.; POLLO, C.; LÓPEZ, J.; GARCÍA, F.; ESCALERO, C. V.; SILLERO, N. & MARTÍN, S.
2002 *Atlas de los anfibios y reptiles de Castilla y León: Distribución y estado de conservación*. Informe inédito. Junta de Castilla y León.
- MARCO, A.; QUILCHANO, C. & BLAUSTEIN, A.R.
1999 Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest. USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (12): 2836-2839.
- MARTÍNEZ SOLANO, I.
2002 *Discoglossus galganoi*. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. In: J.M. Pleguezuelos; R. Márquez & M. Lizana (Eds.): 85-86. Dirección General de Conservación de la Naturaleza & Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- OLDHAM, R.S.
1999 Amphibians and agriculture: double jeopardy. In: *Aquatic Life Cycle Strategies. Survival in a Variable Environment*. M. Whitfield; J. Matthews & C. Reynolds (Eds.): 105-124. The Marine Biological Association of the United Kingdom. Plymouth, United Kingdom.
- PHILLIPS, A.R.; PATTERSON, D. & SHIMMINGS, P.
2002 Increased use of ponds by breeding natterjack toads, *Bufo calamita*, following management. *Herpetological Journal*, 12: 75-78.
- RIVAS MARTÍNEZ, S.
1987 Nociones sobre fitosociología, biogeografía y bioclimatología. In: *La vegetación de España*. M. Peinado & S. Rivas Martínez (Eds.): 17-46. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, Madrid.
- SADINSKI, W. J. & DUNSON, W. A.
1992 A multilevel study of effects of low pH on amphibians of temporary ponds. *Journal of Herpetology*, 26: 413-422.
- SINSCH, U.
1991 The orientation behaviour of amphibians. *Herpetological Journal*, 1: 541-544.

- SINSCH, U.
1992 Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia* 90: 489-499.
- SIMMS, C.
1969 Indications of the decline of breeding amphibians at in isolated pond in marginal land. *British Journal of Herpetology*, 4: 93-96.
- SKELLY, D.K.
1996 Pond drying, predators and the distribution of *Pseudacris* tadpoles. *Copeia*, 1996: 599-605.
- SPARLING, D. W.
2002 A review of the role of contaminants in amphibian declines. In: *Handbook of Ecotoxicology* D.J. Hoffman; B.A. Rattner; G.A. Burton & J. Cairns (Eds.): 1099-1128. 2nd edition. CRC Press. Boca Raton, FL, USA.
- STUMPEL, A.H.P. & BLEZER, F.
1999 The creation of concrete mini-ponds as an emergency measure to rescue the Yellow-bellied toad (*Bombina variegata*) in the Netherlands. In: *Ponds and pond landscapes of Europe*. J. Boothby (Ed.): 223-226. The Pond Life Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.
- STUMPEL, A.H. P. & VAN DER VOET, H.
1998 Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia-Reptilia*, 19(2): 125-142.
- TEJEDO, M. & REQUES, R.
1994 Plasticity in metamorphic traits of natterjack tadpoles: the interactive effects of density and pond duration. *Oikos*. 71, 295-304.
- VAN DER SLUIS, T.; BUGTER, R.J.F. & VOS, C.C.
1999 Recovery of the Great crested newt (*Triturus cristatus* Laurentii, 1768) in Twente, Netherlands. In: *Ponds and pond landscapes of Europe*. J. Boothby (Ed.): 235-246. The Pond Life Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.
- VICENTE, J.L.; PALACIOS, J.; MARTÍNEZ, A. & RODRÍGUEZ, M.
2000 *Arribes del Duero: el hogar del águila perdicera y de la cigüeña negra*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León. Zamora.
- XU, Q. & OLDHAM, R.S.
1997 Lethal and sublethal effects of nitrogen fertilizer ammonium nitrate on common toad (*Bufo bufo*) tadpoles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 32: 298-303.

Foto: Xabier Rubio





La recuperación del hábitat y la gestión de la rana ágil en Navarra
Habitat recovery and the agile frog management in Navarra (Northern Spain)

Alberto GOSÁ*

La recuperación del hábitat y la gestión de la rana ágil en Navarra

Habitat recovery and the agile frog management in Navarra (Northern Spain)

GAKO HITZAK: Habitataren berreskuraketa, espezieen kudeaketa, leku-aldaketa, populazio-dinamikak, baso-igel jauzkaria, *Rana dalmatina*, Nafarroa.

KEY WORDS: Habitat recovery, species management, translocation, population dynamics, agile frog, *Rana dalmatina*, Navarra.

PALABRAS CLAVE: Recuperación del hábitat, gestión de especies, traslocación, dinámica poblacional, rana ágil, *Rana dalmatina*, Navarra.

Alberto GOSÁ*

LABURPENA

Orgi Natur Atsedenekuan, Ultzamako haranean (Nafarroa) kokaturik dagoen 78 ha-ko haritz kanduduneko (*Quercus robur*) baso babes-tuan, non hamarkada batzuk lehenago espeziea desagertu zen, baso-igel jauzkariaren sartzapen projektua deskribatzen da. 30000 enbrioi inguru tokiz aldatuak izan ziren 1999 eta 2001 artean. Larba-garapenerako biziraupen-tasa %0.9tik %5.4ra doa, putzuaren arabera; bi urteko helduentzat 0.0230koa izan zen, eta hiru urtekoentzat 0.0078koa. Birsarturiko populazioa sexu-heldutasunera bigarren urtean iritsi zen, lehen 41 errunaldi naturalak burutuz. 2002an 133 arrautz-sorta aurkitu dira eta babesgunerako estimatu den populazioa 439 indibiduo heldukoa da (*sex-ratio* 2.3:1, arren alde). Jasotako distantziarik luzeenak 620 m.koak. Helduek baso-mugatik 200 m.ra dauden inguruko zelaie-tan sortzen diren putzuetan ugaltzeari ekin diote.

SUMMARY

The reintroduction project of the agile frog in the Orgi Forest's Natural Recreative Area (Ultzama valley, Navarra province, northern Spain), in a 78 ha of a protected oakwood (*Quercus robur*) where the species became extinct several decades earlier, is described below. About 30,000 embryos were translocated between 1999 and 2001. The survival rate to larval development ranged 0.9 to 5.4 %, the estimated rate for the adults of 2 years old was 0.0230, while the 3 years old adults had an estimated rate of 0.0078. The reintroduced population reached sexual maturity in the second year of its life span. First breeding gave 41 natural clutches, which increased up to 133 in 2002. At this time, 439 adults is the estimated population size that lives into the protected area, with a 2.3:1 male favourable *sex-ratio*. Some clutches were set in ponds located in open environments, at distances of 200 m from the forest edge. The longest adult migration movement recorded is 620 m.

RESUMEN

Se describe el proyecto de reintroducción de la rana ágil en el Área Natural Recreativa de Orgi, bosque de 78 ha de roble pedunculado (*Quercus robur*) protegido, localizado en el valle de Ultzama (Navarra), donde la especie había desaparecido unos decenios antes. Alrededor de 30000 embriones fueron trasladados entre 1999 y 2001. La tasa de supervivencia al desarrollo larvario varía de 0.9 a 5.4 %, dependiendo de la charca; la estimada para los adultos de dos años fue de 0.0230, y para los de tres años, de 0.0078. La población reintroducida obtuvo la madurez sexual al segundo año, produciendo las primeras 41 puestas naturales. En 2002 el número de puestas ha sido de 133, y la población estimada para el espacio protegido de 439 adultos (*sex-ratio* de 2.3:1, favorable a los machos). Las distancias máximas registradas, de 620 m. Los adultos empiezan a reproducirse en charcas situadas en prados del entorno, a 200 m del borde del bosque.

* Sección de Vertebrados. Sociedad de Ciencias Aranzadi
Alto de Zorroaga, 11. 20014 San Sebastián

INTRODUCCIÓN

En las últimas dos décadas se han multiplicado los programas de recuperación y gestión de anfibios amenazados mediante experiencias de traslocación. Muchos de ellos no han tenido éxito, debido a la indefinición de la metodología utilizada y a la falta de fondos para seguimientos a largo plazo, por lo que se ha demandado la publicación detallada de los métodos utilizados (DODD & SEIGEL, 1991). Entre los anuros, se ha traslocado individuos en diversos estadios, tanto huevos como larvas y adultos. COOKE & OLDHAM (1995) sospechan de una mayor eficacia en las traslocaciones de huevos. Una especie amenazada beneficiada por este tipo de proyectos ha sido *Leiopelma hamiltoni* (BROWN, 1994), así como poblaciones de *Bufo bufo* y *Rana temporaria* (COOKE & OLDHAM, 1995), de *Bufo calamita* (DENTON *et al.*, 1997) y de *Hyla arborea* (ZVIRGZDS *et al.*, 1995). Muchos planes, incluidos algunos de los anteriores, conllevan la restauración de hábitats (FLEURANCE *et al.*, 1999), y tienen como objeto prioritario la construcción de nuevas charcas (FOG, 1997; BAKER & HALLIDAY, 1999). Los proyectos de restauración requieren con frecuencia un seguimiento, en cuyo caso BLOCK *et al.* (2001) recomiendan que se estudien medidas de dinámica poblacional bajo un diseño apropiado, con bases científicas y desarrollo de verdaderos experimentos, y no sólo a partir de meras observaciones.

En la región atlántica europea con frecuencia los humedales naturales son de pequeñas dimensiones, como en la costa suroriental atlántica de Estados Unidos, donde albergan ricas comunidades de anfibios y un importante reclutamiento juvenil. Allí se ha podido comprobar que la pérdida de los pequeños humedales aumenta significativamente la distancia entre los más próximos, dificultando la recolonización de metapoblaciones (SEMLITSCH & BODIE, 1998). En un contexto estructural para los humedales del norte de Navarra asimilable al anterior, donde son de muy reducidas dimensiones, y con la carga experimental resumida anteriormente, se acomete la recuperación de la rana ágil (*Rana dalmatina*) en este territorio.

Apenas se tienen datos de esta especie en España, a excepción de los de su distribución. La biología y ecología de la población peninsular permanecen casi desconocidas, salvo su fenología, ciertos aspectos de su biología reproductora (GOSÁ, 1994) y los requerimientos espaciales. Su dinámica metapoblacional (WEDERKINCH, 1988; PONSÉRO & JOLY, 1998) y la buena aceptación que manifiesta de las charcas recreadas (FOG, 1997)

permiten diseñar proyectos de recuperación mediante traslocación y restauración del hábitat en situaciones de amenaza local.

La especie se reparte en áreas de Álava y Navarra, casi exclusivamente al sur de la divisoria de aguas cantábrico-mediterránea (GOSÁ, 1997). Recientemente se ha descubierto un pequeño núcleo en Burgos, en la cabecera del río Nervión (BARBADILLO *et al.*, 2000), que comunicaría con el borde noroccidental de la población alavesa. El robledal atlántico es su hábitat óptimo en la Península, pero coloniza los marojales y el hayedo, especialmente en Álava. La sustitución del robledal, el alto grado de transformación y el deterioro medioambiental de la vertiente atlántica en el País Vasco, junto con su orografía accidentada, poco adecuada para la instalación de humedales, estarían entre las causas de su ausencia en la región costera. La dureza climática, el relieve abrupto y la falta de humedales apropiados podrían explicar la ausencia de la rana ágil en el extremo norte de Navarra.

La población más importante, tanto en abundancia como en densidad, es la alavesa, aun cuando la especie no presenta allí una distribución continua, sino que aparece fragmentada en núcleos con diverso grado de dificultad en cuanto a su intercomunicación, acompañando a las manchas forestales y dependiente de la calidad y presencia de sus ecosistemas interiores, en especial de las zonas húmedas. Esta situación alcanza su límite en Navarra, donde la especie aparece fragmentada en tres poblaciones aisladas (véase definición en GÄRDENFORS, *et al.*, 2001), desconectadas y sin aparentes posibilidades de comunicación futura. La población más importante, en cuanto a extensión, es la de la ladera meridional de la sierra de Aralar (valle de La Barranca), de la que apenas se posee información; las otras dos son las del valle de Ultzama y la Cuenca de Pamplona, de las que se tienen datos desde los primeros años noventa, que confirman su grave deterioro, especialmente en el caso de la de la Cuenca de Pamplona, donde sólo existen dos núcleos separados por más de dos kilómetros de monocultivo de cereal, hábitat impracticable para la especie (un tercero residual acaba de ser localizado en 2002, con 3 hembras reproductoras). De los anteriores, uno es testimonial (el número de hembras ha venido fluctuando en los últimos cuatro años entre 4 y 36) y el otro, con 86-179 hembras, se encuentra acantonado en una laguna, en cuyo entorno se ha perdido cualquier vestigio del hábitat forestal original (robledal pubescente y pedunculado). Dicha población es la más amenazada de la especie en España.

En Navarra la rana ágil se ha catalogado como especie 'Sensible a la alteración de su hábitat', mientras que en el País Vasco lo está como 'Vulnerable'.

ÁREA DE APLICACIÓN Y OBJETIVOS DEL PROYECTO

El fondo de los valles de Ultzama y Basaburúa Mayor, a 20-30 km al norte de Pamplona, ha sido propuesto como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC), para su inclusión en la Red Natura 2000 (figura 1). La propuesta se argumen-

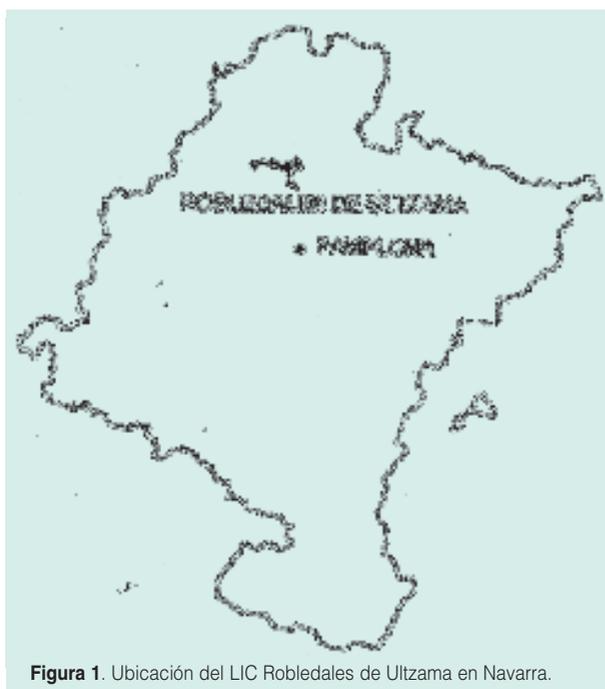


Figura 1. Ubicación del LIC Robledales de Ultzama en Navarra.

ta en la singularidad de las series de vegetación de los robledales mesofíticos (*Quercus robur*) sobre suelos encharcadizos de fondo de valle y en baja ladera (LOIDI & BÁSCONES, 1995), catalogados en el anexo I de la Directiva Hábitat, y su precaria situación tras la sustitución por praderas de uso agropecuario, que históricamente han venido padeciendo. Como motivo complementario se aduce en la propuesta, entre otros, la presencia de una de las poblaciones aisladas de rana ágil, especie estrechamente asociada y dependiente de los robledales atlánticos en Navarra, que se encuentra catalogada en el anexo IV de dicha Directiva.

Los fondos de los valles de Ultzama y Basaburúa se encuentran en altitudes comprendidas entre los 500 y 600 m, bajo un régimen de temperaturas medias anuales en torno a los 11°C y precipitaciones medias de unos 1300 mm anuales.

El territorio del LIC, que se ajusta a la distribución potencial de la rana ágil en la zona, constituye el área de aplicación a largo plazo del presente proyecto de recuperación. A corto plazo, y donde las actuaciones con este objeto ya se han iniciado en 1999, el área se ajusta a los límites del bosque de Orgi, situado en el término de Lizaso (valle de Ultzama) y espacio catalogado en la red de Espacios Naturales Protegidos de Navarra, bajo la figura de Área Natural Recreativa (ANR). Dicha figura atiende principalmente a las actividades de divulgación medioambiental y esparcimiento en la naturaleza, compaginadas con las de su conservación. El bosque de Orgi, con una superficie de 78 ha protegidas de robles pedunculados centenarios, albergó decenios antes una población de rana ágil, que todavía persiste en los terrenos de un Golf ubicado en su entorno, pertenecientes al mismo bosque. Su antigua presencia y la calidad ambiental del ecosistema forestal fueron los criterios seguidos para elegir el ANR como ámbito de aplicación de la experiencia piloto de recuperación de la especie. En los últimos años la población se encuentra repartida en dos sectores disyuntos del LIC: el de la zona sur en torno a Orgi y el central, con la localidad de Auza como área de principal concentración (figura 2).

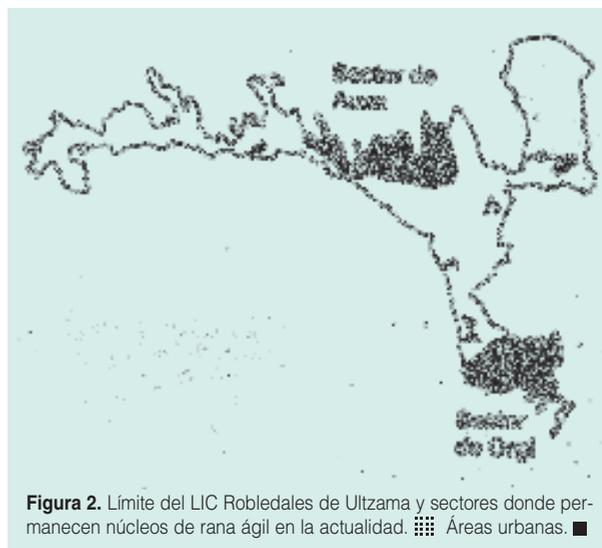


Figura 2. Límite del LIC Robledales de Ultzama y sectores donde permanecen núcleos de rana ágil en la actualidad. ■■ Áreas urbanas. ■ Núcleos de rana ágil.

El Plan de Gestión del LIC, actualmente en fase de contraste y divulgación entre los sectores sociales implicados, reconoce las dificultades de recuperación de áreas de robledal en un medio humanizado y de alta producción agrícola-ganadera, donde las posibilidades de actuación parecen quedar reducidas a las escasas repoblaciones de coníferas existentes en el fondo de valle, para las que propone su recuperación como futuros robledales. El proyecto de recuperación de la rana ágil incide en la gestión de los humedales

más que en la forestal, que se sale de sus posibilidades reales de aplicación, pero atiende especialmente a las características e importancia del hábitat terrestre adyacente a las charcas (DODD & CADE, 1998; MARSH & TRENHAM, 2000) y a la diversidad estructural interior del robledal (espacios clareados utilizados por el anfibio en sus movimientos). La construcción de nuevos humedales y la recuperación funcional de otros ya existentes para los requerimientos reproductores de la rana ágil constituyen una aportación básica en el presente proyecto, teniendo en cuenta que la investigación previa para determinar el estatus de conservación de la población y su hábitat (HOLMEN & WEDERKINCH, 1988) viene a corroborar que la causa principal de la situación amenazada del anfibio es de tipo determinístico (MARSH & TRENHAM, 2001), y tiene que ver con la pérdida y degradación progresiva de los espacios húmedos útiles para la especie. La situación actual de las manchas de robledal persistentes, que conforman el hábitat terrestre del anfibio formando un mosaico con las praderas, setos arbóreos y arbustivos y los corredores fluviales que aún mantienen tramos de aliseda en sus riberas, se considera lo suficientemente apropiada como para conformar un hábitat óptimo para el mismo. La contrastada eficacia colonizadora de las charcas recreadas por la rana ágil y la validez de los proyectos de restauración de humedales para poblaciones pequeñas y amenazadas de anfibios (FOG, 1997) son condicionantes favorables al proyecto.

MATERIAL Y MÉTODOS

En 1999, un año antes de empezar oficialmente el proyecto, se iniciaron las actuaciones preliminares sobre el terreno, excavándose dos nuevas charcas y acondicionándose otros dos humedales ya existentes en el recinto del ANR de Orgi. Además, se ensayó experimentalmente la traslocación de embriones de la charca (sector de Auza) que alberga en Ultzama el núcleo reproductor más importante de rana ágil, situada a 4 km

del ANR. La traslocación de huevos se ha revelado como el método más eficaz para la reintroducción de ciertos anfibios (caso del sapo boreal; MUTHS *et al.* 2001). Los embriones fueron recolectados en estadios de Gosner 18 y 19, y su número estimado mediante el pesaje de fragmentos de puesta homogéneos. Los embriones, provenientes de 24 fragmentos de otras tantas puestas, fueron trasladados inmediatamente tras su recolección y depositados en los dos humedales acondicionados en el espacio protegido. Se hizo el seguimiento del desarrollo larvario en condiciones naturales. De esta manera se obtuvieron los primeros individuos reintroducidos para la instalación de una población fundadora de rana ágil en el ANR de Orgi.

En 2000 se hizo un primer inventario de biotopos reproductores potenciales en Ultzama y Basaburúa (Gosá, 2000a). Se registró los humedales utilizados por la especie, estimándose el número de hembras reproductoras en ambos valles a partir del número de puestas contabilizadas (WEDERKINCH, 1988; Gosá, 1994). Por otra parte, se repitió el proceso de traslocación de embriones en cuatro charcas del ANR, provenientes de 41 fragmentos de puestas. Se cercaron dos charcas con vallas de fibra de vidrio para iniciar el estudio de dinámica poblacional (Gosá, 2000b), mediante marcaje-recaptura de la primera cohorte de metamorfoseados (en 1999 se marcó un grupo de ranitas al azar), capturados mediante una serie perimetral de trampas de paso enterradas en la base de las cercas. En 2001 se construyó un tercer humedal en el ANR y se completó el inventario de zonas húmedas potenciales en el LIC, iniciado en la campaña anterior. Se obtuvo, de nuevo, una estimación de los humedales reproductores y del número de hembras en el área (Gosá, 2001a). El programa de traslocación siguió su curso (tabla 1), a partir de 18 fragmentos de puestas, y se ensayó un programa experimental de desarrollo en cautividad de larvas (recolectadas de 80 fragmentos de puestas), en contenedores de 5 l de capacidad instalados en un pequeño cobertizo

AÑO	CHARCA				OTRAS	TOTAL	Nº EQUIVALENTE DE PUESTAS
	E1	E2	A1	A2			
1999	1479	-	3633	4859	2205	12176	15.29
2000	7730	2161	4572	891	-	15354	19.29
2001	-	-	-	2665	-	2665	3.35
TOTAL	9209	2161	8205	8415	2205	30195	37.93

Tabla 1. Estima de embriones traslocados entre 1999 y 2001 a cuatro charcas habilitadas y a otros humedales en el ANR de Orgi.

construido en las inmediaciones de una de las charcas (Gosá, 2001b). En 2002 se pretende iniciar la construcción de charcas a gran escala, en el entorno del ANR de Orgi y en el sector de Auza. No se ha traslocado individuos, a excepción de un pequeño número de embriones que son desarrollados en dos acuarios semisumergidos en una de las charcas, buscando alternativas al desarrollo en cautividad de larvas.

La financiación del proyecto corre a cargo del departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra, y de su empresa pública Gestión Ambiental, Viveros y Repoblaciones, S.A.

RESULTADOS

Fenología, madurez sexual y fecundidad.

La rana ágil inicia su actividad en Ultzama a partir de la segunda o tercera semana de enero, cuando los machos empiezan a acudir a las charcas para reproducirse. Los juveniles salen de la hibernación en la tercera decena de marzo, una vez que los adultos han concluido la reproducción. A mediados de noviembre la población entra en hibernación.

En 2001 se ha comprobado que, al menos, una parte de la población traslocada en 1999 alcanza la madurez sexual; por tanto, con una edad de dos años. Esta primera puesta de la primera cohorte emergida en Orgi se realizó en dos fases, con un período de descanso intermedio de diez días. La primera, con el 68 % de las puestas, se extendió entre primeros de febrero y el 18 de ese mes, y la segunda estuvo comprendida entre el 1 y el 10 de marzo. La duración total fue de unos 35 días. La fecundidad media de las hembras en Ultzama, estimada por conteo directo, fue de 795.9 huevos ($s=196.1$; $n=28$; intervalo de 520-1235 huevos). La fecundidad no ha variado entre 1994 y 2002 (test t no significativo en ambas comparaciones con la media de 2001). En 2002 se capturó en su totalidad la población reproductora en una de las charcas cercadas del ANR (E1), obteniéndose una *sex-ratio* de 2.3:1 favorable a los machos.

Tamaño de la puesta y estima de la población.

En el bosque de Orgi el número de puestas efectuadas en los dos años de reproducción natural de la población reintroducida se ha multiplicado un 224 % (tabla 2). La estima total de la puesta en el espacio protegido fue de 32000 huevos en 2001, y de 99000 en 2002.

AÑO	ORGI	ENTORNO	TOTAL
2001	41	19	60
2002	133	39	172
TOTAL	174	58	232

Tabla 2. Tamaño de la puesta (número de masas de huevos) en Orgi y su entorno en los dos años de reproducción natural de la población reintroducida.

El número de charcas utilizadas por el anfibio en los tres últimos años en el LIC varió entre 8 y 15. El incremento en 2002 fue debido al uso que los adultos originados en la primera traslocación han realizado de las cinco charcas habilitadas hasta el momento en el ANR de Orgi. La población estimada de hembras reproductoras en el LIC es de en torno al millar (tabla 3). La falta de muestreo de la charca principal del Lugar (Yeguada de Auza), de la que se obtienen los embriones que son traslocados, hace que las estimas se reduzcan a los núcleos reproductores en el resto de humedales. El censo realizado en 1994 registró más de 600 hembras reproductoras en esa charca (Gosá, 1994). La estima del tamaño efectivo de la población en 2002, a partir de la *sex-ratio* encontrada en Orgi, sería para este espacio y su entorno de 568 individuos (439 de ellos en la zona protegida),

CHARCA	SECTOR	AÑO		
		2000	2001	2002
YEGUADA DE AUZA *	Auza	?	?	?
BALSENEA-I	Auza	11	26	36
BALSENEA-II	Auza	131	134	94
LANDERDIA-I	Auza	19	41	34
BEIEGI-II	Alkotz	1	0	0
GOLF DE ULTZAMA-I	Orgi	3	3	14
GOLF DE ULTZAMA-II	Orgi	3	0	17
GOLF DE ULTZAMA-III	Orgi	0	14	5
GOLF DE ULTZAMA-V	Orgi	3	0	0
A1 (ANR de Orgi)	Orgi	0	28	42
A2 (ANR de Orgi)	Orgi	0	4	16
E1 (ANR de Orgi)	Orgi	0	8	7
E2 (ANR de Orgi)	Orgi	0	1	18
E3 (ANR de Orgi)	Orgi	-	-	9
N2 (ANR de Orgi)	Orgi	0	0	34
N3 (ANR de Orgi)	Orgi	0	0	7
REGATA UBILDOTZ	Orgi	0	2	3
TOTAL PUESTAS		171	261	336
CHARCAS UTILIZADAS		8	11	15

Tabla 3. Número de puestas naturales realizadas y de charcas utilizadas por la rana ágil en el LIC Robledales de Ultzama durante los tres años de seguimiento.

* El censo de 1994 dio como resultado 638 puestas en el humedal.

y de unos 3300 para el conjunto del LIC. El sector sur de la población (sector de Orgi) congrega el 17 % del total de efectivos (figura 2); las bajas densidades poblacionales estimadas en el espacio protegido (ANR) para el 2002, de 5.75 adultos/ha, y en el LIC, de 1.64 adultos/ha, indican el estado incipiente de la reintroducción.

Desarrollo larvario y metamorfosis.

En 2000 el ciclo larvario duró un mínimo de dos meses, y los metamorfoseados emergieron dependiendo de las condiciones naturales de la charca donde se desarrollaron. Los primeros lo hicieron en la última semana de mayo, y la emergencia terminó a finales de ese mes. En las charcas nuevas la duración de la emergencia fue de unas dos semanas. En 2001 el tiempo de duración del desarrollo larvario estuvo comprendido entre 2 y 3 meses (tabla 4).

La elevada tasa de supervivencia encontrada en la charca E2 en 2001 puede responder a que sólo una puesta fue realizada en ese humedal, por lo que la acción de los depredadores y la competencia larvaria debieron atenuarse. La biomasa de metamorfoseados en 2001, estimada en las charcas cercadas, fue muy baja (tabla 5).

Las tasas de supervivencia de la población adulta (machos y hembras) originada en las dos primeras cohortes introducidas se han estimado extrapolando los resultados de la *sex-ratio* obtenida en 2002 en la charca E1 a todo el ámbito de Orgi, a excepción de la tasa de hembras de dos años proveniente de la primera cohorte introducida (1999), obtenida directamente a partir del número de puestas realizadas en 2001 en el conjunto de Orgi (tabla 6). Se aprecia una mayor tasa de supervivencia en los machos de dos años, tendencia que parece invertirse al tercer

PARÁMETRO	CHARCA			
	E1	E2	A1	A2
FECHA INICIO ECLOSIÓN LARVARIA	10 / 3	19 / 3	10 / 3	?
FECHA TÉRMINO ECLOSIÓN LARVARIA	20 / 3	22 / 3	1 / 4	15 / 3
DURACIÓN DESARROLLO EMBRIONARIO (días)	16-25	32-35	25- ~38	~15
FECHA PRIMERAS METAMORFOSIS	14 / 6	31 / 5	30 / 5	IV / 5
TIEMPO MÍNIMO DESARROLLO LARVARIO (días)	86	70	60	~73

Tabla 4. Parámetros del desarrollo larvario en las charcas recreadas del ANR de Orgi, en 2001.

PARÁMETRO	CHARCA				AÑO
	E1	E2	A1	A2	
NÚMERO METAMORFOSEADOS EMERGIDOS	71	117	-	-	2000
	70	91	>796	-	2001
TASA SUPERVIVENCIA (%)	0.91	5.46	-	-	2000
	1.09	11.43	>3.57	-	2001
BIOMASA ESTIMADA (gr/m ²)	0.04	0.13	-	-	2001

Tabla 5. Emergencia, tasas de supervivencia y biomasa de metamorfoseados en las charcas recreadas del ANR de Orgi en dos años de seguimiento.

Tasas de supervivencia.

El número de larvas que culmina el desarrollo es muy bajo, en tasas habituales para otras poblaciones de la especie, y comprendidas entre el 0.9 y 5.4 %. Se aprecian claras diferencias en la tasa de supervivencia, dependiendo de la charca. El grado de cobertura vegetal del sustrato y las orillas debe ser un factor fundamental en el éxito al desarrollo larvario que se aprecia en las charcas E2 y A1, cuyo ritmo de colonización vegetal es muy superior al de E1.

año de vida, cuando la tasa de las hembras supera ligeramente a la de éstos.

Biometría y crecimiento.

Las circunstancias ambientales imperantes en cada charca cada año producen diferencias significativas en los tamaños de emergencia de los metamorfoseados (tabla 7). En las charcas con mayores dificultades para la retención del agua (caso de la A1) se pueden producir descensos notables en las tallas.

SEXO	COHORTE	2 AÑOS	ADULTOS 3 AÑOS	2 + 3 AÑOS
Machos	Primera: 1999	-	0.0067	-
	Segunda: 2000	0.0354	-	-
	Primera + Segunda	-	-	0.0227
Hembras	Primera: 1999	0.0070*	0.0089	-
	Segunda: 2000	0.0106	-	-
	Primera + Segunda	-	-	0.0098
Machos + Hembras	Primera: 1999	-	0.0078	-
	Segunda: 2000	0.0230	-	-
	Primera + Segunda	-	-	0.0163

Tabla 6. Tasas de supervivencia de los adultos originados en las cohortes reintroducidas en Orgi. * Tasa obtenida a partir del número total de puestas naturales realizadas en Orgi en 2001; el resto de tasas se obtiene por extrapolación a todo el ámbito de la sex-ratio obtenida en la charca E1.

CHARCA	AÑO		
	1999	2000	2001
A1	17.17 ± 0.71 (n= 71)	-	14.94 ± 1.00 (n=107)
E1	-	16.70 ± 0.92 (n=62)	18.00* ± 0.94 (n=63)
E2	-	17.72* ± 0.88 (n=82)	17.96* ± 0.72 (n=79)

Tabla 7. Tallas (mm) de los metamorfoseados en tres charcas de Orgi, entre 1999 y 2001. * Diferencias no significativas (test t). El resto de comparaciones interanuales, P<0.001.

Cuando se comparan los ritmos de crecimiento de cohortes interanuales, los datos sugieren diferencias significativas durante el primer año. Los machos originados en 2000 cumplen su primer año de vida con tallas mayores que los de 1999 (test t: P<0.002; tabla 8). La emergencia con

tallas semejantes en ambos años sugiere la presencia de factores medioambientales más favorables en el año 2000. Sin embargo, al segundo año de vida las tallas se homogeneizan, e incluso son mayores los machos emergidos en 1999, aunque las diferencias no resultan significativas. Las hembras se desarrollan más rápidamente ya desde su segundo año de vida, resultando mayores que los machos (P< 0.001); la diferencia de talla intersexual se sigue manteniendo a su favor en el tercer año de edad, si bien la diferencia roza sólo el límite de la significación (P>0.05).

Dinámica espacial.

Los metamorfoseados permanecen en las orillas durante tiempos variables. Las condiciones del entorno de la charca podrían influir en la duración de su estancia. Los más activos explotan el entorno del humedal durante los primeros 4-7 días después de la emergencia, e inician su disper-

AÑO	CHARCA ORIGEN	TALLA MEDIA (mm)			
		EMERGENCIA	PRIMAVERA 2000	PRIMAVERA 2001	INVIERNO 2002
1999	A1	17.17	39.09 ± 2.95 (n=13)	52.78 ± 2.00 (n=11)	57.91 ± 3.86 (n=3) 63.41 ± 1.21* (n=4)
2000	E1 + E2	17.28	-	46.15 ± 3.84 (n=5)	51.62 ± 2.85 (n=20) 56.58 ± 0.18* (n=6)

Tabla 8. Ritmo de crecimiento de machos y hembras (*) a partir de las cohortes reintroducidas.

sión. Otros permanecen durante 15-30 días e, incluso, hasta 40, en una franja de pocos metros en torno a la charca. En la charca E1 al menos el 24.2 % (n=33) de los individuos que acuden a reproducirse en 2002 manifiestan conducta filopátrica, volviendo al humedal del que emergieron. Al menos el 6 % proviene de otra charca situada a 450 m. Pero las distancias máximas recorridas, en individuos de dos años, son de 620 m.

Algunos machos, después de haberse reproducido, manifiestan pautas de sedentarización temporal en la charca y sus inmediaciones, donde permanecen por períodos de más de tres meses. Ciertos subadultos (un año de edad) y adultos de ambos sexos son repetidamente observados en el entorno de las charcas por períodos de 10-12 meses. Los juveniles que inician el proceso dispersivo desde sus charcas de origen pueden llegar a recorrer distancias de 150-200 m al mes siguiente de la emergencia. Sus destinos son el propio bosque y los prados y setos del entorno. Los subadultos colonizan además la ripisilva fluvial. Comienza a detectarse la reproducción en humedales exteriores al espacio, situados en prados del entorno, a 200 m de distancia del límite del bosque, y en 2002 la población se reproduce por vez primera en humedales del propio bosque que no han sido acondicionados para esa función, y que presentan, por tanto, condiciones poco apropiadas para la misma.

CONCLUSIONES

Los tres años de seguimiento de la población de rana ágil reintroducida en el ANR de Orgi permiten extraer una serie de conclusiones para definir la situación actual de la misma y del propio proyecto de recuperación.

La diversidad paisajística del LIC (robledales, prados, setos y vegetación riparia) conforma un hábitat óptimo para la ecología terrestre de la especie. La reintroducción se ha realizado en un hábitat cuya calidad ambiental es apropiada para el establecimiento de la población, con material genético propio del lugar. El déficit de masas de agua apropiadas para la reproducción puede solventarse por la alta potencialidad del ecosistema para la recuperación de humedales (nivel freático alto en los robledales encharcadizos de la llanura aluvial). La recreación y acondicionamiento de charcas constituye el factor decisivo de la gestión, por lo que las actuaciones preferentes en el LIC, a partir de 2002, deben ir encaminadas a la recuperación de una trama de humedales conectada con el bosque (PONSÉRO & JOLY, 1998). La diversidad

actual de ecosistemas interiores del robledal facilita el proceso dispersivo tras la primera hibernación de los juveniles. Especialmente la presencia de pequeños claros colonizados por herbazales húmedos, con una disponibilidad trófica presuntamente elevada.

La necesidad de recrear nuevos humedales ha paralizado, por el momento, el proceso de traslocación de embriones, realizado durante tres años. En otros proyectos de reintroducción de anuros la traslocación ha durado 5-6 años (COOKE & OLDHAM, 1995; DENTON *et al.*, 1997; THUROW, 1994). En el presente la colonización natural de los ambientes recreados a partir de la población reintroducida hasta el momento determinará la necesidad de futuras traslocaciones. La distancia de 100-200 m entre los humedales exteriores y el borde del bosque, que parece ser la mejor aceptada por la estrategia metapoblacional de la rana ágil (WEDERKINCH, 1988; PONSÉRO & JOLY, 1998) coincide con los primeros intentos de reproducción en el entorno del espacio protegido de Orgi. El proyecto de recreación de nuevas charcas en 2002 deberá tener en cuenta estos límites, para maximizar las opciones de reintroducción de la especie.

Los parámetros biológicos analizados reflejan importantes diferencias con las poblaciones europeas septentrionales de rana ágil, en las que la época de reproducción se retrasa notablemente (RIIS, 1991; WARINGER-LÖSCHENKOHL, 1991). La talla de los individuos, atendiendo a los tamaños de puesta superiores en esas poblaciones, debe ser mayor en latitudes altas, teniendo en cuenta la frecuente correlación constatada en ránidos entre la fecundidad y la talla de la hembra. De la comparación de los tamaños corporales de la población de Orgi con los de otras meridionales, como las del sur de Italia (GUARINO *et al.*, 1995), norte de Grecia (SCHNEIDER *et al.*, 1988) y los Cárpatos (véase datos de CHERBAK & CHERBAN, 1980 tabulados en SCHNEIDER *et al.*, 1988), y centroeuropeas, como la de Rhein-Main en Alemania (véase datos de GEISSELMANN *et al.*, 1971 tabulados en SCHNEIDER *et al.*, 1988) se deduce la aparente coincidencia de tamaños de las poblaciones situadas en latitudes inferiores. La mayor precocidad registrada en la edad de la madurez sexual corresponde a los machos del norte de Grecia, que se emparejan con tan sólo un año de edad, tras superar la primera hibernación. Sin embargo, las hembras de esta población y la de Orgi coinciden en alcanzar la madurez sexual en su segundo año, antes que las del sur de Italia. La talla mínima de los machos maduros es en Orgi de 46.40 mm,

semejante a la de los del norte de Grecia y región de Rhein-Main, y ya a los 10 meses de edad presentan caracteres sexuales secundarios reconocibles (almohadillas nupciales). En ciertas poblaciones septentrionales, como la danesa, sólo se tiene constancia de madurez sexual a los dos años en los machos (Riis, 1991). Los datos biométricos de la rana ágil de Orgi corroboran el solapamiento de tamaños detectado entre las clases de edad de los machos de la población del sur de Italia (GUARINO *et al.*, 1995), así como las diferencias entre las hembras, más homogéneas y asignables a una determinada clase con menor dificultad. En la población de Orgi los solapamientos de talla ya se producen entre machos de uno y dos años, por lo que sus ritmos de crecimiento son muy variables. Las posibles implicaciones en la longevidad y la contribución de las hembras a las generaciones sucesivas de una población precoz como la de Orgi deberán estudiarse en el seguimiento de los próximos años.

Por el contrario, ciertos parámetros como los tiempos de desarrollo embrionario y larvario, talla a la emergencia o tasa de supervivencia de huevo a metamorfoseado son más acordes entre la población de Orgi y otras septentrionales (Riis, 1991), y se encuentran entre los habituales para la especie. La prolongación del período de puesta y el reparto de la actividad sexual en más de un pico, frente a su reducción y concentración en estas últimas poblaciones, es la tendencia de las poblaciones meridionales (datos presentes; SOFIANIDOU & KYRIAKOPOULOU-SKLAVOUNOU, 1983). Las diferencias intrapoblacionales en la talla de metamorfoseados pueden explicarse en términos de limitación del alimento (Riis, 1991); independientemente de que en alguna charca de Orgi pudieran actuar limitaciones tróficas, la rápida desecación coincidiendo con el tramo final del desarrollo larvario debe jugar un papel decisivo en la pequeña talla de los individuos que consiguen culminar la metamorfosis en esas charcas (tabla 7). Su significativa menor talla podría interpretarse en el sentido sugerido por MERILÄ *et al.* (2000), de la existencia de una plasticidad fenotípica adaptativa en el desarrollo larvario de los anfibios.

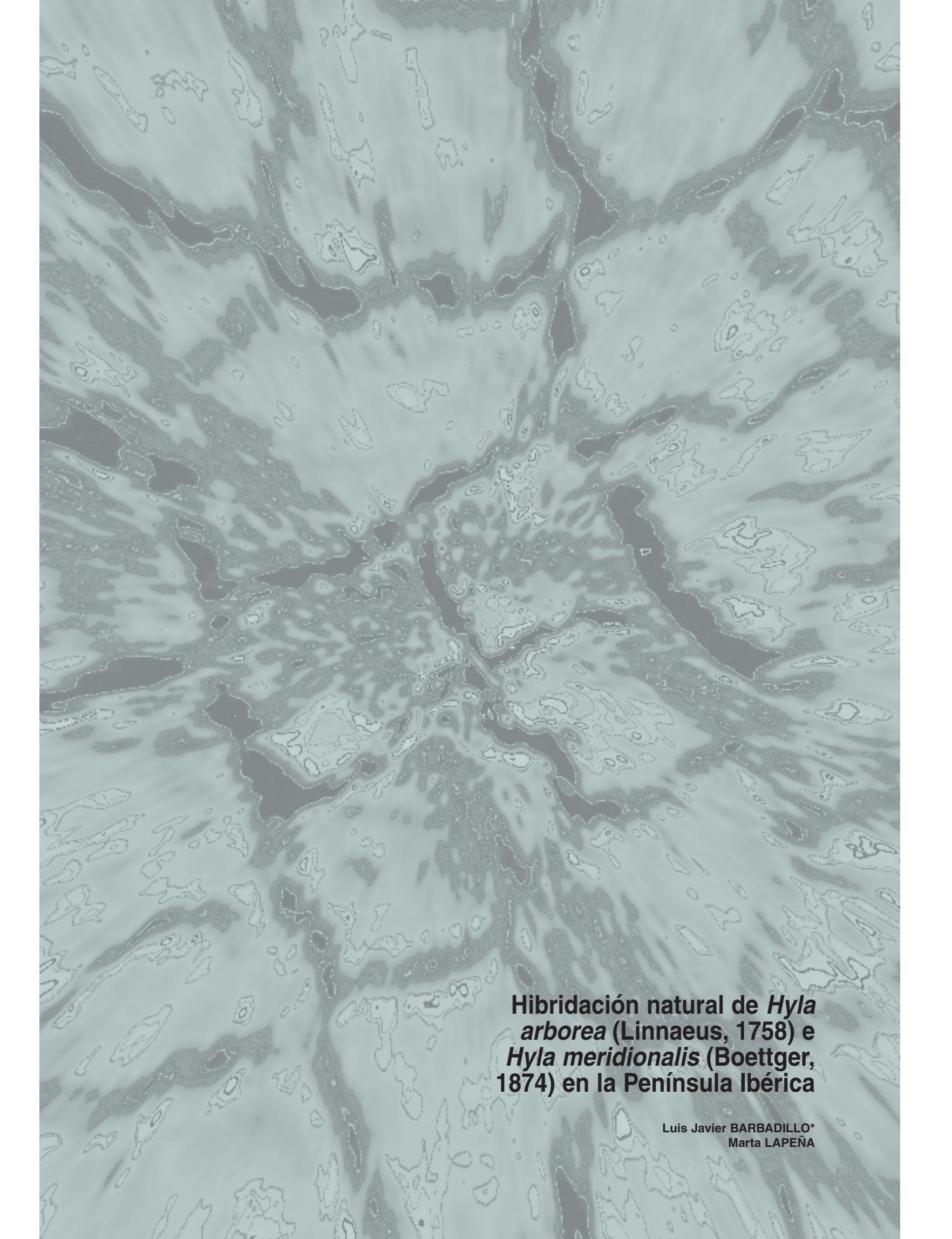
BIBLIOGRAFÍA

- BAKER, J.M.R., & HALLIDAY, T.
1999 Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herp. J.*, 9: 55-63.
- BARBADILLO, L.J., MARTÍNEZ-SOLANO, I. & LAPEÑA, M.
2000 Primeros datos sobre la presencia de la rana ágil en la Comunidad de Castilla y León. *Quercus*, 176: 38.
- BLOCK, W.M., FRANKLIN, A.B., WARD, J.P., JR., GANEY, J.L. & WHITE, G.C.
2001 Design and Implementation of Monitoring Studies to Evaluate the Success of Ecological Restoration on Wildlife. *Rest. Ecol.*, 9: 293-303.
- BROWN, D.
1994 Transfer of Hamilton's frog, *Leiopelma hamiltoni*, to a newly created habitat on Stephens Island, New Zealand. *New Zealand J. Zool.*, 21: 425-430.
- COOKE, A.S. & OLDHAM, R.S.
1995 Establishment of populations of the common frog, *Rana temporaria*, and common toad, *Bufo bufo*, in a newly created reserve following translocation. *Herp. J.*, 5: 173-180.
- DENTON, J.S., HITCHINGS, S.P., BEEBEE, T.J.C. & GENT, A.
1997 A recovery program for the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Cons. Biol.*, 11: 1329-1338.
- DODD, C.K., JR., & CADE, B.S.
1998 Movement Patterns and the Conservation of Amphibians Breeding in Small, Temporary Wetlands. *Cons. Biol.*, 12: 331-339.
- DODD, C.K., JR. & SEIGEL, R.A.
1991 Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: Are they conservation strategies that work?. *Herpetologica*, 47: 336-350.
- FLEURANCE, G., KRUMINS, M., JOLY, P. & PONSÉRO, A.
1999 Premier suivi de la colonisation par les amphibiens de sites restaurés dans le marais fluvial de Lavours. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, 89: 17-24.
- FOG, K.
1997 A survey of the results of pond projects for rare amphibians in Denmark. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica*, 73: 91-100.
- GÄRDENFORS, U., RODRÍGUEZ, J.P., HILTON-TAYLOR, C., HYSLOP, C., MACE, G., MOLUR, S. & POSS, S.
2001 Draft Guidelines for the Application of IUCN Red List Criteria at National and Regional Levels. *Species*, 31-32: 58-70.
- GOSÁ, A.
1994 Biología reproductiva de la rana ágil, *Rana dalmatina* (Ranidae, Anura), en Navarra. *Munibe*, 46: 97-108.

- GOSÁ, A.
1997 *Rana dalmatina*. En: J.M. Pleguezuelos (Ed.), Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal. *Monografías de Herpetología*, 3: 158-160.
- GOSÁ, A.
2000a Informe sobre la presencia y estado de las poblaciones y los biotopos reproductores de la rana ágil en dos de sus áreas críticas en Navarra. Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda, Gobierno de Navarra. 31 pp, V mapas.
- GOSÁ, A.
2000b Seguimiento poblacional de la Rana ágil en Ultzama. Campaña 2000. Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda, Gobierno de Navarra. 25 pp.
- GOSÁ, A.
2001a Seguimiento poblacional de la Rana ágil en Ultzama. Campaña 2001. Gestión Ambiental, Viveros y Repoblaciones, S.A., 19 pp.
- GOSÁ, A.
2001b Programa de desarrollo en cautividad de larvas de Rana ágil, para el seguimiento poblacional de la especie en Ultzama. Gestión Ambiental, Viveros y Repoblaciones, S.A., 10 pp.
- GUARINO, F.M., ANGELINI, F. & CAMMAROTA, M.
1995 A skeletochronological analysis of three syntopic amphibian species from southern Italy. *Amphibia-Reptilia*, 16: 297-302.
- HOLMEN, M. & WEDERKINCH, E.
1988 Monitoring amphibian populations in the Copenhagen region. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica*, 64: 124-128.
- LOIDI, J. & BÁSCONES, J.C.
1995 Memoria del mapa de series de vegetación de Navarra. Gobierno de Navarra, Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, 99 pp.
- MARSH, D.M. & TRENHAM, P.C.
2001 Metapopulation Dynamics and Amphibian Conservation. *Cons. Biol.*, 15: 40-49.
- MUTHS, E., JOHNSON, T.L. & CORN, P.S.
2001 Experimental repatriation of boreal toad (*Bufo boreas*) eggs, metamorphs, and adults in Rocky Mountain National Park. *Southwest. Nat.*, 46: 106-113.
- MERILÄ, J., LAURILA, A., PAHKALA, M., RÄSÄNEN, K. & TIMENES LAUGEN, A.
2000 Adaptive phenotypic plasticity in timing of metamorphosis in the common frog *Rana temporaria*. *Ecoscience*, 7: 18-24.
- 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.
1991 A field study of survival, growth, biomass and temperature dependence of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* larvae. *Amphibia-Reptilia*, 12: 229-243.
- SCHNEIDER, H., SOFIANIDOU, T.S. & KYRIAKOPOULOU-SKLAVOUNOU, P.
1988 Calling Behavior and Calls of *Rana dalmatina* (Anura, Ranidae) in Greece. *Zool. Jb. Physiol.*, 92: 231-243.
- SEMLITSCH, R.D. & BODIE, J.R.
1998 Are Small, Isolated Wetlands Expendable?. *Cons. Biol.*, 12: 1129-1133.
- SOFIANIDOU, T.S. & KYRIAKOPOULOU-SKLAVOUNOU, P.
1983 Studies on the biology of the frog *Rana dalmatina* BONAPARTE during the breeding season in Greece (Amphibia: Anura: Ranidae). *Amphibia-Reptilia*, 4: 125-136.
- THUROW, G.R.
1994 Experimental return of wood frogs to west-central Illinois. *Trans. Illinois St. Acad. Sci.*, 87: 83-97.
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A.
1991 Breeding ecology of *Rana dalmatina* in Lower Austria: a 7-years study. *Alytes*, 9: 121-134.
- WEDERKINCH, E.
1988 Population size, migration barriers, and other features of *Rana dalmatina* populations near Køge, Zealand, Denmark. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica*, 64: 101-103.
- ZVIRGZDS, J., STA_ULS, M. & VILNĪTIS, V.
1995 Reintroduction of the European Tree Frog (*Hyla arborea*) in Latvia. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica*, 71: 139-142.

Foto: Xabier Rubio



A grayscale topographic map of the Iberian Peninsula, showing the outline of the continent and its major islands. The map uses contour lines to represent elevation, with darker shades indicating higher altitudes and lighter shades indicating lower elevations. The terrain is highly detailed, showing mountain ranges, valleys, and coastal features.

Hibridación natural de *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758) e *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874) en la Península Ibérica

Luis Javier BARBADILLO*
Marta LAPEÑA

Hibridación natural de *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758) e *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874) en la Península Ibérica

GAKO HITZAK: Anfibioak, hibridazioa, *Hyla arborea*, *Hyla meridionalis*, Espainia.

KEY WORDS: Amphibians, hybridization, *Hyla arborea*, *Hyla meridionalis*, Spain.

PALABRAS CLAVE: Anfibios, hibridación, *Hyla arborea*, *Hyla meridionalis*, España.

Luis Javier BARBADILLO*

Marta LAPEÑA

LABURPENA

Hyla arborea eta *Hyla meridionalis* espezieen arteko hibrido natural bidegarrien hainbat kasu Espainian lehenbiziko aldiz deskribatzen dira. Datu berriok bi espezie hauen arteko hibridazio naturala, indibiduo kopuru txikian gertatzen bada ere, aipaturiko espezieak simpatrian bizi diren zonaldeetako hezeguneen portzentai handian ematen dela seinalatzen dute. Bestalde, *H. arborea* eta *H. meridionalis* espezieen arteko hibridazio-eremua orain arte uste zena baino zabalagoa dela ere agerian uzten du eta Penintsula Iberikoan bakoitzari dagokion banaketa-eremuak teilkatzen diren azalera osora zabaldua egotea litekeena da. Era berean, hibrido horien karakterizazio eta identifikazioari begira, morfologia zein portaera alderdi ezberdinak deskribatzen dira.

SUMMARY

For the first time several cases of natural viable hybrids of *Hyla arborea* and *Hyla meridionalis* have been described in Spain. The new data shows that the natural hybridization between both species, even though it only affects a small number of individuals occurs in a high percentage of the water spots which these species share in the sympatry zones. Furthermore, it is evident that the hybridization zone between *H. arborea* and *H. meridionalis* is much more extended than the one considered so far and that it probably includes the total concealed area of their respective distribution zones in the Iberian Peninsula. Several morphological and behavioural aspects of the hybrids have been described in order to typify and identify them.

RESUMEN

Se describen por vez primera varios casos de híbridos naturales viables de *Hyla arborea* e *Hyla meridionalis* en España. Los nuevos datos indican que la hibridación natural entre ambas especies, si bien afecta a un bajo número de individuos, se produce en un elevado porcentaje de las masas de agua que dichas especies comparten en las zonas de simpatria. Por otro lado, se evidencia que la zona de hibridación entre *H. arborea* e *H. meridionalis* es mucho más extensa de la considerada hasta la fecha e incluye probablemente la totalidad del área de solapamiento de sus respectivas áreas de distribución en la Península Ibérica. Se describen así mismo diversos aspectos morfológicos y de comportamiento de los híbridos con vistas a su caracterización e identificación.

* Unidad de Paleontología. Departamento de Biología
Universidad Autónoma de Madrid
28049 Cantoblanco (Madrid)
E-mail: lbae0000@almez.pntic.mec.es

INTRODUCCIÓN

La familia Hylidae está representada en la Península Ibérica por dos especies vivientes del género *Hyla*: la ranita de San Antonio (*H. arborea*) y la ranita meridional (*H. meridionalis*). Dentro del ámbito geográfico ibérico, ambas especies muestran una gran similitud morfológica y presentan una amplia zona de simpatria que se extiende por el centro y sur de Portugal, Extremadura, Castilla-La Mancha, Andalucía y Sur de Castilla-León (BARBADILLO *et al.*, 1999; FERRAND DE ALMEIDA *et al.*, 2001; PLEGUEZUELOS *et al.*, 2002). A lo largo de esta amplia zona de contacto, ambas especies muestran comportamientos y preferencias de hábitat muy similares lo que determina que, en numerosas localidades, ambas especies coexistan en estrecha simpatria y utilicen sincrónicamente las mismas masas de agua como enclaves reproductivos (PATÓN-DOMÍNGUEZ, 1989; OLIVEIRA *et al.*, 1991; BARBADILLO *et al.*, 1999). En tales circunstancias, la formación de amplexos heteroespecíficos constituye un fenómeno varias veces constatado (OLIVEIRA *et al.* 1991; BARBADILLO, observaciones personales), a pesar de lo cual los únicos datos registrados en literatura de los que tenemos conocimiento acerca de la existencia de híbridos naturales viables de *H. arborea* y *H. meridionalis* corresponden a un único ejemplar procedente de Portugal (OLIVEIRA *et al.*, 1991).

En el presente estudio se han llevado a cabo muestreos sistemáticos en diferentes localidades españolas donde coexisten *Hyla arborea* e *H. meridionalis* con el objeto de detectar posibles nuevos casos de hibridación natural y, en su caso, determinar la amplitud del área geográfica implicada, la frecuencia relativa del fenómeno y/o posibles caracteres morfológicos diagnósticos presentes en los híbridos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se han muestreado un total de 24 enclaves reproductivos (Apéndice 1) compartidos por *Hyla arborea* e *H. meridionalis* en diferentes localidades españolas que cubren en conjunto una zona relativamente extensa dentro de las Comunidades Autónomas de Castilla-León, Extremadura y Castilla-La Mancha. Los muestreos se llevaron a cabo entre los años 1992 y 2002, ambos inclusive, durante los periodos de actividad reproductora de dichas especies (febrero-mayo). Los muestreos se enfocaron fundamentalmente a la detección de machos híbridos, individuos que son fácilmente identificables por las singulares características de

Apéndice 1. Localización (Localidad y cuadrículas UTM 1x1 Km.) de las masas de agua muestreadas donde se confirmó simpatria de *Hyla arborea* e *H. meridionalis*:

Castilla-León

Ávila: Candeleda (30T UK1145, UK1044); Casavieja (30T UK4860, UK5059); Fresnedilla (30T UK5755); Gavilanes (30T UK4356, UK4256); Mijares (30T UK4457, UK4454).

Castilla-La Mancha

Toledo: La Iglesuela (30T UK4858, UK5058); El Real de San Vicente (30T UK5145, UK5245; UK5947); Nombela (30T UK6847); Pelahustán (30T UK6248, UK6348).

Extremadura

Cáceres: Aliseda (29S PD9756, PD 9858); Logrosán (30S TJ8657, TJ8758); Logrosán-Berzocana (30S TJ8763, TJ8764, TJ8765)

su canto (OLIVEIRA *et al.*, 1991); por este motivo, los muestreos se efectuaron preferentemente al atardecer y durante las primeras horas de la noche. Cada punto de agua fue visitado un mínimo de tres temporadas.

Con vistas a determinar la capacidad reproductora de los híbridos, se llevaron a cabo estudios histológicos de las gónadas siguiendo protocolos habituales en este tipo de estudios. Las gónadas se fijaron en formol al 3% en PBS, se incluyeron en parafina y se cortaron secciones de 4-5 micras de espesor. La posterior tinción se llevó a cabo con hematoxilina-eosina.

RESULTADOS

En el Apéndice 1 se detalla la localización en cuadrículas UTM de 1x1 Km de las masas de agua donde se constató la coexistencia de machos reproductores de *Hyla arborea* e *H. meridionalis*. Las cuadrículas pertenecientes a Extremadura constituyen las primeras citas conocidas de enclaves reproductivos compartidos por dichas especies en la provincia de Cáceres.

A lo largo de los muestreos realizados, se detectaron un total de siete machos híbridos en siete masas de agua diferentes, lo que representa un 28% del total de enclaves reproductivos muestreados. En la Tabla 1 se detalla la localización de los puntos de agua donde se encontraron los híbridos viables, enclaves que, en conjunto, se distribuyen por las tres Comunidades Autónomas donde se efectuaron muestreos.

La Tabla 1 recoge así mismo los datos concernientes a la observación de amplexos interespecíficos que, en todos los casos detectados, correspondieron a emparejamientos de machos de *Hyla arborea* con hembras de *H. meridionalis*. En conjunto, la observación de amplexos interespecíficos

PROVINCIA	LOCALIDAD	UTM 1x1 KM	AMPLEXOS INTERESPECÍFICOS	HÍBRIDOS
ÁVILA	Gavilanes	UK4356	-	1
	Candeleda	UK1145	2	2
	Mijares	UK 4457	1	-
TOLEDO	La Iglesuela	UK4858	-	1
	El Real de San Vicente	UK5947	-	1
CÁCERES	Logrosán	TJ8657	-	1
	Aliseda	PD9858	-	1
	Aliseda	PD9756	1	-

Tabla 1: Localización de los puntos de agua donde se detectaron machos híbridos viables de *H. arborea* e *H. meridionalis* y/o amplexos interespecíficos.

y/o de híbridos viables tuvo lugar en una de cada tres masas de agua muestreadas.

El diseño de los ejemplares híbridos presentó características intermedias a los patrones habitualmente presentes en las especies parentales, caracterizándose por la presencia en cada costado de una banda oscura lateral más o menos patente y de extensión variable, pero siempre menos conspicua y de tonos más claros que en los ejemplares de *H. arborea* de la misma zona.

En dos de los ejemplares, la banda lateral se difuminaba y desaparecía hacia la mitad del recorrido costal, mientras que en los cinco restantes alcanzaba claramente los miembros posteriores; en estos últimos individuos se apreció además en la región inguinal una proyección oscura anterodorsal, similar a la que caracteriza a *Hyla arborea*, pero siempre vestigial, mucho más pequeña y menos patente que en dicha especie (figura 1).



Figura 1. Fotografía en la que se observan un macho reproductor de *Hyla arborea* (abajo), otro de *H. meridionalis* (centro), y un macho híbrido (arriba). Candeleda (Ávila).

Todos los machos híbridos mostraron un saco vocal bien desarrollado y claramente discernible externamente, con dominio de los tonos amarillentos y anaranjados. El canto de los machos presentó idénticas características a las descritas para el ejemplar híbrido de Portugal (OLIVEIRA *et al.* 1991).

Aparte de los machos descritos, no se observó ningún otro ejemplar, ni macho ni hembra, que pudiera ser identificado externamente como un híbrido.

El análisis histológico de los testículos de los híbridos reveló la inexistencia en todos los casos de espermatogonias viables, evidenciándose de esta forma la esterilidad de dichos individuos.

Los híbridos se detectaron tanto en masas de agua con una elevada concentración de machos reproductores de ambas especies (poblaciones de Candeleda, Gavilanes, Fresnedilla, Mijares y La Iglesuela, Tabla 1), como en puntos con una densidad mucho mayor de ejemplares reproductores de *H. meridionalis*, y donde pudo constatarse un ratio de 1: ≥ 7 a favor de esta última especie (restantes poblaciones de la Tabla 1).

DISCUSIÓN

De los resultados obtenidos en el presente estudio se desprende en primer lugar que la hibridación natural entre *H. arborea* e *H. meridionalis* y la consecuente producción de híbridos viables, al menos hasta la F1, no constituye un hecho tan excepcional como se venía considerando hasta la fecha, ya que, si bien implica un bajo número de individuos, se produce en un porcentaje significativo de enclaves reproductivos compartidos.

Por otro lado, la distribución geográfica de las localidades donde se han localizado híbridos viables de *Hyla arborea* e *H. meridionalis* pone de manifiesto que, en la península Ibérica, la zona de hibridación natural comprende un territorio extenso que, probablemente, abarca la totalidad de la zona de solapamiento de sus respectivas áreas de distribución.

Por otra parte, a pesar de que desde el punto de vista bioacústico, *H. arborea* e *H. meridionalis* son especies claramente diferenciadas y fácilmente identificables, la observación de amplexos interespecíficos y/o de híbridos viables en uno de cada tres puntos muestreados pone en evidencia que la eficiencia del canto o de otros mecanismos de aislamiento pre-reproductivo puede verse reducida bajo determinadas circunstan-

cias. En nuestro caso, las observaciones indican que la hibridación natural entre *H. arborea* e *H. meridionalis* puede producirse no sólo en condiciones de elevada densidad de machos reproductores de ambas especies sino también cuando existen notables diferencias de abundancia y/o densidad de ejemplares reproductores entre ambas especies.

La esterilidad de todos los machos híbridos analizados está en consonancia con las notables divergencias genéticas observadas entre las dos especies de *Hyla* estudiadas, así como con la consecuente supuesta incompatibilidad de genomas aducida en trabajos previos (OLIVEIRA *et al.*, 1991; ROSA Y OLIVEIRA, 1994); dicha incompatibilidad podría determinar la inviabilidad de los híbridos más allá de la F1.

Por último, la aparente inexistencia de hembras híbridas naturales podría ser reflejo, más que de un fenómeno real, de un notable sesgo en los muestreos, dada la mayor detectabilidad que muestran los machos reproductores merced a su canto y a su mayor abundancia y densidad en los puntos de reproducción. Alternativamente, podría considerarse la posibilidad de que existan híbridos naturales no identificables mediante morfología externa; en cualquier caso, resulta necesario llevar a cabo estudios genéticos en las zonas de simpatria de *H. arborea* e *H. meridionalis* que tengan como objetivo el evaluar el verdadero alcance y la repercusión de la hibridación natural en la dinámica y evolución de sus respectivas poblaciones.

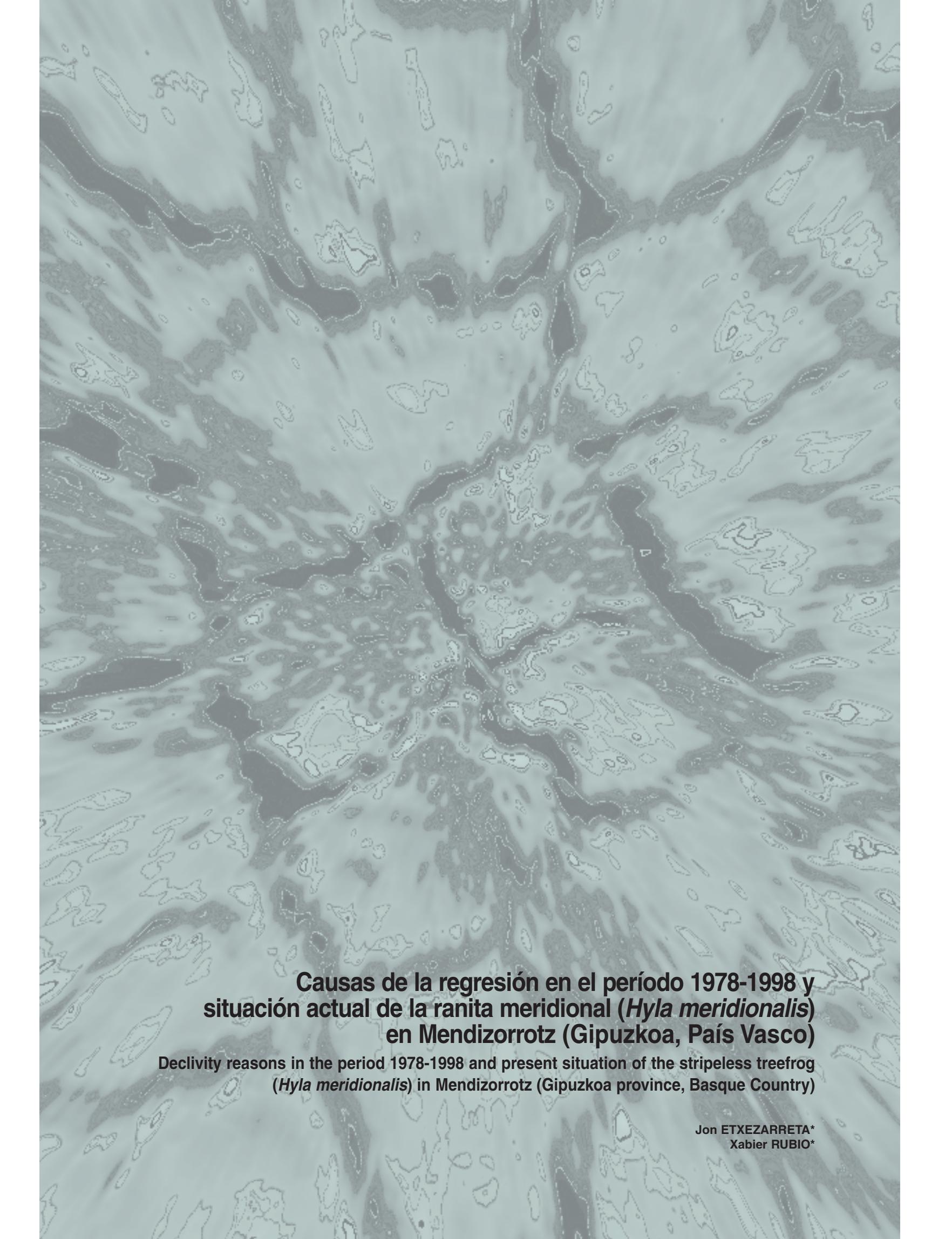
BIBLIOGRAFÍA

- 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.
- FERRAND DE ALMEIDA, N.; FERRAND DE ALMEIDA, P.; GONÇALVES, H.; SEQUIERA, F.; TEIXEIRA, J.; FERRAND DE ALMEIDA, F.
2001 *Guía FAPAS Anfibios e Répteis de Portugal*. FAPAS-Câmara Municipal de Porto, Porto.

- OLIVEIRA, M. E.; PAILLETTE, M.; ROSA, H. D.; CRESPO, E. G.
1991 A natural hybrid between *Hyla arborea* and *Hyla meridionalis* detected by mating calls. *Amphibia-Reptilia*, 12: 15-20.
- PATÓN-DOMÍNGUEZ, D.
1989 Nota sobre la coexistencia de *Hyla arborea* (L. 1758) e *Hyla meridionalis* (Boettger 1874) en el Valle del Tiétar. *Doñana, Acta Vertebrata*, 16: 165.
- PLEGUEZUELOS, J. M.; MÁRQUEZ, R.; LIZANA, M.
2002 *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.
- ROSA, H. D.; OLIVEIRA, M. E.
1994 Genetic differentiation of the Iberian tree frogs *Hyla arborea malleri* and *Hyla meridionalis* (Amphibia: Anura). *Zeitschr. Zool. Syst. Evol.*, 32: 117-128.

Foto: Xabier Rubio



A grayscale topographic map of the Mendizorrotz area in the Basque Country, showing detailed contour lines and terrain features. The map is oriented vertically, with the highest elevations at the top and bottom, and a central valley or riverbed running through the middle. The contour lines are closely spaced in some areas, indicating steep slopes, and more widely spaced in others, indicating flatter terrain. The overall appearance is that of a detailed geological or topographic survey map.

**Causas de la regresión en el período 1978-1998 y
situación actual de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*)
en Mendizorrotz (Gipuzkoa, País Vasco)**

**Declivity reasons in the period 1978-1998 and present situation of the stripeless treefrog
(*Hyla meridionalis*) in Mendizorrotz (Gipuzkoa province, Basque Country)**

Jon ETXEZARRETA*
Xabier RUBIO*

Causas de la regresión en el período 1978-1998 y situación actual de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz (Gipuzkoa, País Vasco)

Declivity reasons in the period 1978-1998 and present situation of the stripeless treefrog (*Hyla meridionalis*) in Mendizorrotz (Gipuzkoa province, Basque Country)

GAKO HITZAK: Anfibioak, *Hyla meridionalis*, Gainbehera, Egoera, Banaketa, Kontserbazioa, Euskal Herria.

PALABRAS CLAVE: Anfibios, *Hyla meridionalis*, Declive, Situación, Distribución, Conservación, País Vasco.

KEY WORDS: Amphibians, *Hyla meridionalis*, Declivity, Status, Distribution, Conservation, Basque Country.

Jon ETXEZARRETA*
Xabier RUBIO*

LABURPENA

Euskal Herrian (Mendizorrotz mendia, Gipuzkoa) bizirik diharduen hegoaldeko zuhaitz-igelaren populazio bakarraren gaur egungo egoera (1998) eta 1978-1998 urte-aldian gertaturiko gainbeheraren zergaitia aztertu da.

Orain dela hogeit hamar urte, Mendizorrotz mendiaren inguruan hegoaldeko zuhaitz-igelaren bost populazio gune zeuden. Urmael naturalen suntsipena eta *Carassius auratus* eta *Procambarus clarkii* bezalako espezie aloktonoek eragindako predazioa, jatorrizko landareriaren ezabaketa eta larre eta lurgintzagatiko ordezkatzarekin batera, espeziearen oraingo egoeraren sorburuak dira.

Gaur egun, Mendizorrotzeko hego-ekialdean Berio eta Igarako guneez iraute dute, azkeneko hori ugalgune bakarra izanik. Ugal populazioaren tamaina 1998. urtean 1000-1200 aleetatik hurbil egon daiteke.

SUMMARY

The actual status (1998) and the decline reasons between 1978-1998 of the last stripeless treefrog surviving population in the Iberian Basque Country (Mt. Mendizorrotz, Gipuzkoa province) has been studied.

Twenty years ago, there were five population nuclei in Mendizorrotz Mountain. The disappearance of ponds, predation by exotic species (*Carassius auratus*, *Procambarus clarkii*), elimination of the original vegetation and its replacement by pastures and cultures have contributed to the current status of the stripeless treefrog.

Actually, only the south eastern nuclei of Berio and Igara survive, with a single reproductive enclave in the latter. The breeding population size in 1998 has been estimated between 1000-1200 individuals.

RESUMEN

Se ha estudiado la situación presente (1998) y las causas de la regresión en el período 1978-1998 de la única población de ranita meridional que subsiste actualmente en el País Vasco Peninsular (monte Mendizorrotz, Gipuzkoa).

Veinte años atrás, existían cinco núcleos poblacionales de ranita meridional en Mendizorrotz. La destrucción de las masas de agua estancas naturales y la predación por especies alóctonas como *Carassius auratus* y *Procambarus clarkii*, además de la eliminación de la vegetación original y su sustitución por los prados y cultivos, son las causas del estado actual de la especie.

En la actualidad, perduran los núcleos surorientales de Berio e Igara, con un único enclave reproductor situado en este último. El tamaño de la población reproductora en 1998 se ha estimado en 1000-1200 individuos.

INTRODUCCIÓN

La ranita meridional es una especie noroeste de España y Portugal, y un grupo septentrional que se extiende desde el noreste de España y sur de Francia hasta el noroeste de Italia. Algunas poblaciones aisladas han sido citadas del sur de la región de las Landas y Hasparne (PAILLETTE, 1989), en el Departamento de los Pirineos Atlánticos en Francia, y en la Comunidad Autónoma Vasca. La relictica población de Mendizorrotz (Gipuzkoa), objeto del presente estudio, podría ser considerada la población más amenazada de España (GARCÍA PARIS, 1997).

La crítica situación en la que se encontraba la población, junto a su aislamiento y su relictica existencia hizo que fuera incluida en el "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). La ranita meridional está considerada como el único anfibio en peligro de extinción de la Comunidad Autónoma del País Vasco.

La población que aún subsiste en el monte Mendizorrotz había sido insuficientemente estudiada, limitándose prácticamente a meras citas los datos publicados de la especie. BOSCA, 1880; BEA, 1983; BEA, 1985; GARCIA PARIS, 1985; SALVADOR, 1985; BARBADILLO, 1987; GARCÍA PARIS, 1997; TEJEDO & REQUES, 1997, la citan en Gipuzkoa, sin consignarla en cartografía.

Esta primera fase de Análisis de la Situación, necesaria en cualquier Plan de Gestión (Recuperación), supone una revisión exhaustiva de los conocimientos existentes sobre la población, así como la determinación de los futuros estudios prácticos sobre la autoecología de la especie. Una vez realizada la recopilación de toda la información disponible y, en su caso, efectuados los estudios básicos necesarios, tales como distribución y estima del tamaño poblacional, se está en condiciones de hacer un diagnóstico de la situación e identificar los principales factores de amenaza para una adecuada gestión.

Del Análisis y Evaluación de la Situación de la Especie, y de los factores de amenaza, muchas veces sinérgicos, se debe deducir sobre cuáles de ellos debe actuar el Plan. Los datos aquí presentados son un extracto del estudio preliminar que ha servido para la elaboración del correspondiente Plan de Gestión de la especie por la Diputación Foral de Gipuzkoa, organismo legal-

mente encargado de su redacción y puesta en práctica.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se ha llevado a cabo sobre la población de *Hyla meridionalis* situada en torno al monte Mendizorrotz (Gipuzkoa, País Vasco), cuyos 10 Km de cordal discurren paralelos y colindantes a la costa cantábrica, en Orio, Usurbil e Igeldo-Donostia (UTM 30TWN79 y 30TWN89, de 0 a 400 m.s.n.m.; figura 1).



Figura 1. Situación geográfica del área de estudio.

El sustrato geológico está formado por areniscas, arcillas y algunas calizas y calizas margosas, en la parte más baja de la unidad. Dicho sustrato consta de sedimentos depositados en zonas marinas alejadas de la costa, con litología dominante de areniscas y lutitas (SALAZAR *et al.*, 1991).

Los datos climatológicos (1961-1990) se han obtenido del Observatorio Meteorológico de Igeldo (Alt.: 218 m.), ubicado en el área de estudio. La precipitación media anual es de 1581 mm, y la temperatura media de 13°C.

En la clasificación climática según Köppen la zona queda incluida en el grupo Cf (Mesotermal húmedo-lluvioso todo el año), con máximo de lluvias en otoño-invierno; templado oceánico de fachada occidental y verano fresco, según el INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGÍA (1995).

Las formaciones vegetales que potencialmente ocuparían esta zona corresponden mayoritariamente al bosque mixto caducifolio, con *Quercus robur* como especie dominante, acompañada de otras especies arbóreas como *Fraxinus excelsior*,

Acer campestre, *Corylus avellana*, *Ulmus glabra*, *Crataegus monogyna*, *Betula celtiberica*, *Cornus sanguinea*, etc. En las laderas soleadas con sustrato arenoso silíceo, la presencia de *Quercus pyrenai-ca* y *Betula celtiberica* debió de ser dominante. Además, estrechas alisedas (*Alnus glutinosa*) colonizaron las orillas de los arroyos formando bosques de galería (ASEGINOLAZA *et al.*, 1996).

En la actualidad, la superficie ocupada por bosques supone en torno al 20 % del total. Esto da una idea del grado de deforestación que ha sufrido el área. La típica campiña atlántica representa casi el 35 % de la superficie total del suelo rural, siendo el uso del territorio más extendido y el paisaje más característico. Los bosques naturales ocupan hoy las zonas que por su pendiente e inaccesibilidad son más desfavorables para el uso del hombre: taludes, hondonadas, laderas siempre de fuerte desnivel.

Las plantaciones forestales ocupan reducidas superficies y se encuentran dispersas. La especie más empleada es *Pinus radiata*, aunque en la zona costera también se ha utilizado *Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus*.

Las marismas del Oria (al oeste) y de Ibaeta (al este), que flanquean el monte Mendizorrotz, prácticamente han desaparecido bajo el proceso urbanizador.

Cohabitan en el área de estudio con *Hyla meridionalis* tres especies de anuros (*Alytes obstetricans*, *Bufo bufo* y *Rana perezi*) y otras tres de urodelos (*Salamandra salamandra*, *Triturus helveticus* y *T. marmoratus*). Su congénere *Hyla arborea* en la actualidad no está presente en Mendizorrotz. La simpatria para ambas especies ha debido perdurar hasta hace muy poco (BEA, 1985), y ya había sido señalada por Boscá en 1880 (figura 2).



Figura 2. Ejemplar macho de *Hyla meridionalis*.

El enclave húmedo más importante (embalse de Gurelesa, en la zona de Igara) es de origen artificial (unas 0,6 hectáreas de superficie) y está alimentado por las aguas de una regata permanente. Entró en funcionamiento en 1958, pero el abandono de sus funciones, las filtraciones y el vaciado de su cubeta, han permitido a la vegetación hidrófila la rápida colonización de su lecho por *Typha latifolia*, *Juncus articulatus*, *J. effusus*, *J. bufonius*, *Carex otrubae*, *C. pendula*, *Cyperus eragrostis*, *Echinochloa crus-galli*, *Nasturtium officinale*, *Paspalum dilatatum* y *P. paspalodes*, *Ranunculus sceleratus*, que han cubierto casi la mitad de su superficie. Las zonas encharcadas, donde la profundidad de cubeta apenas supera los 10 cm., se han colmatado por el desarrollo en profusión de *Zannichellia palustris*.

MATERIAL Y MÉTODOS

El registro de datos se ha realizado entre los meses de marzo, abril, mayo, junio y la primera



Figura 3. Mapa detallado de los enclaves muestreados en el área de estudio de Mendizorrotz.

ENCLAVE	NUCLEO	LOCALIDAD	UTM	ÚLTIMA CITA	AUTOR	FECHA	SITUACIÓN ACTUAL / MOTIVO
Charca Camping Orio	C. Orio	Orio	WN 7193	1983	T. S. Sebastián	1998	Núcleo extinguido / Destrucción balsa
Prados encharcados C.Orio	C. Orio	Orio	WN 7193	1985	A. Gosá	1997	Núcleo extinguido / Destrucción balsa
Piscina Camping Orio	C. Orio	Orio	WN 7193	Pr. Déc. 90	T. S. Sebastián	1998	Núcleo extinguido / Destrucción balsa
Caserío Itsaspe	C. Orio	Orio	WN 7194	Pr. Déc. 90	Caserío Itsaspe	1999	Núcleo extinguido / Destrucción balsa
Asador Aizperro	C. Orio	Orio	WN 7293	Pr. Déc. 90	Asad. Aizperro	1998	Núcleo extinguido / Destrucción balsa
Embalse de Aginaga	Aginaga	Usurbil	WN 7393	1994	A. Gosá	1997	Núcleo extinguido / Depred. alóctonos
Villa cerca Ventas de Orio	Orio/Agin	Orio	WN 7394	1981	A. Nuñez	1983	Núcleo extinguido/Dep. alóc.(D.balsa)
Charca Kukuarri	Orio/Agin	Orio	WN 7394	1982	A. Bea	1999	Núcleo extinguido / Depred. alóctonos
San Sebastián	Donostia	Donostia	WN79/89	1880	E. Boscá	1880	Núcleo desconocido
Charca Cala de Agiti	Agiti	Donostia	WN 7595	1989	Caserío Agiti	1998	Núcleo extinguido / Destrucción balsa
Caserío Agiti	Agiti	Donostia	WN 7595	Pr. Déc. 90	Caserío Agiti	1998	Núcleo extinguido / Destrucción balsa
Caserío Perutz	Agiti	Donostia	WN 7595	Pr. Déc. 90	Caserío Perus	1998	Núcleo extinguido / Destrucción balsa
Villa Harkaitz	Agiti	Donostia	WN 7695	Pr. Déc. 90	A. Astiazaran	1998	Núcleo extinguido / Destrucción balsa
Caserío Artikula aundi	Agiti	Usurbil	WN 7694	1980	M. Tellería	1999	Núcleo extinguido / Destrucción balsa
Caserío Egiolleta	Agiti	Usurbil	WN 7694	1980	E. Alkorta	1999	Núcleo extinguido / Destrucción balsa
Caserío Balda berri	Agiti/Gur.	Donostia	WN 7794	Pr. Déc. 90	Cas.Balda berri	1999	Núcleo extinguido / Destrucción balsa
Caserío Etxebeste	Agiti/Gur.	Donostia	WN 7794	1980	Fam. Etxebeste	1999	Núcleo extinguido / Destrucción balsa
Embalse de Gurelesa	Gurelesa	Donostia	WN 7995	1996	J. Bustamante	1999	Núcleo en peligro / Urbanización Emb.
Charca del río Igara	Gurelesa	Donostia	WN 7995	1997	J.A. Albisu	1997	Núcleo en peligro / Urbanización Emb.
Caserío Ekogor	Gurelesa	Donostia	WN 7995	1997	J. Lizarralde	1998	Núcleo en peligro / Urbanización Emb.
Charcas de Andrestegi	Berio	Donostia	WN 7995	1992	Etxeza & Rubio	1998	Núcleo en peligro / Destrucción balsa
Piscina del P ³ Arriola	Berio	Donostia	WN 7995	Fin. Déc. 80	C. Gortazar/GG	1998	Núcleo en peligro / Destrucción balsa
Charca Mugitegiko erreka	Berio	Donostia	WN 7995	1996	J. Etxezarreta	1997	Núcleo en peligro / Destrucción balsa
Jardines Goienetxe	Berio	Donostia	WN 7995	1997	I. Segurola	1998	Núcleo en peligro / Destrucción balsa

Tabla 1. Citas históricas de *Hyla meridionalis* en Mendizorrotz.

quincena de julio de 1.998, dentro del período reproductor de la ranita meridional. Inicialmente se han prospectado todos los biotopos relacionados con el medio acuático dulcícola considerados como enclaves reproductores potenciales, dando prioridad a aquellos lugares en los que existen antecedentes históricos de su presencia o reproducción en las últimas dos décadas (tabla 1, anexo I). Estos se clasificaron atendiendo a dos criterios: reproducción actual comprobada o no de la ranita, y la existencia o no de antecedentes históricos de reproducción (figura 3).

Para la detección de la especie se ha utilizado la técnica de "recorridos de estaciones de censo", que se utilizan en hábitats de gran complejidad. Consiste en trazar un itinerario en el área de estudio, intercalando sistemáticamente paradas a modo de "estaciones de censo". Llegados al punto seleccionado, se emplea un minuto en estabilizar las posibles alteraciones en el comportamiento de las ranas, a partir del cual se realiza una escucha de diez minutos de duración (TELLERIA, 1986). Transcurridos los once minutos recurrimos al reclamo artificial mediante grabaciones del canto de machos de la especie, intercalando un minuto de reclamo y otro de escucha, durante otros diez minutos. Una vez localizados los enclaves a los que acudía la especie, se han utilizado diferen-

tes técnicas para conseguir datos sobre la fenología de la especie y hacer una estima poblacional.

Para el enclave de Gurelesa se han analizado ambos parámetros mediante la técnica de muestreo de "estaciones de censo" (TELLERIA, 1986), debido a la imposibilidad de utilizar otros métodos más apropiados, por falta de accesibilidad. Se basa en la distribución de los contactos alrededor de un punto (estación) de detección (escucha y observación), y se realizó en el cinturón cercano al biotopo reproductor. Los intervalos de tiempo entre las estimas han sido quincenales. La primera estima se ha realizado el tercer día consecutivo de cantos, a mediados de abril (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a, 1998b).

Las estimas realizadas mediante escuchas han sido completadas con la observación directa de ejemplares desde zonas cercanas a los biotopos.

Se pudo comprobar el acceso de las ranitas a numerosas piscinas de la zona. El muestreo de los machos fue realizado mediante escuchas, e inmediatamente contrastado con su captura a mano y mediante mangas. Los individuos fueron devueltos a las piscinas tras su conteo. Éstas fueron vaciadas y limpiadas a más tardar a principios de junio, por lo que no se han obtenido datos del ciclo completo en estos enclaves.

Para analizar la situación de la especie hace veinte años (1978), se ha entrevistado a personas relacionadas con el medio rural de la zona que diferenciaban a la especie y conocían su etología peculiar respecto al resto de los anuros (tabla 1, anexo I).

RESULTADOS

Recopilación de citas

El Catálogo de los Reptiles y Anfibios de la Península Ibérica y de las Islas Baleares publicado por D. Eduardo BOSCA en 1.880 menciona la localización de la especie en San Sebastián, según datos recogidos en el Museo de la Universidad de Madrid.

El 20-11-1.981 y a una altitud de unos 250 m. Angel Núñez localizaba dos ejemplares de esta especie en los jardines de una villa "Kukuarri", cercana a Ventas de Orio (BEA, 1983).

En la primavera de 1.985 y tras la construcción del Camping Municipal de Orio en las faldas del Monte Mendizorrotz próximas a la desembocadura del Río Oria, donde anteriormente existía una charca de agua dulce colindante a las dunas, Alberto Gosá escuchó los últimos coros de la especie en unos prados cercanos que se encharcaban en las primaveras lluviosas (GOSÁ, com. pers.).

A finales de la década de los ochenta, Christian Gortazar y Gorka Gorospe encontraron en época invernal varios ejemplares de esta especie en el interior de los filtros de la piscina del Paseo de Arriola de Donostia (Anexo I, tabla I).

En la primavera de 1.992, cuando se iniciaban las labores de soterramiento de Mugitegiko erreka a la altura de Andrestegi (Donostia), los autores de este estudio observaron algunos ejemplares de esta especie en unas charcas.

El último censo realizado a un núcleo de esta población de Mendizorrotz en el Embalse de Aginaga (Usurbil) durante la primavera de 1.994, estimaba entre tres y seis los individuos machos de este grupo (GOSÁ, com. pers.).

Entre la primavera de 1.993 y 1.996 en plena época reproductiva se observó repetidamente esta especie en una pequeña charca en Berio (Donostia), cerca del tubo que capta las aguas que bajan desde Mugitegiko erreka (ETXEZARRETA, com. pers.).

En abril de 1.997, Alberto Gosá confirma que un pequeño núcleo poblacional de ranitas que habitaba en los jardines que la corporación Gureak tiene en Goienetxe (Berio), descubierto por D. Iñigo Seguro años atrás, se trataba de *Hyla meridionalis*.

A principios de julio de 1.997 se produce el ingreso cinco ejemplares machos de ranita meridional en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre "Arrano Etxea", capturados por un joven en una charca del Río Igara (ALBISU, com. pers.).

Existen citas de observaciones de esta especie alejadas de las zonas de reproducción en época invernal, como las dos ranitas observadas cerca de Ventas de Orio el 20-11-81 (NÚÑEZ, com. pers.) o como la que ciertos inviernos los pasan aletargados en las piscinas del Paseo de Arriola de Donostia (GOROSPE & GORTAZAR, com. pers.).

Áreas de reproducción en 1978 y regresión en el período 1978-1998

Si nos remontamos a veinte años atrás, en el año 1.978, existían cinco núcleos poblacionales de ranita meridional en el entorno del Macizo de Mendizorrotz. Dos de los núcleos estaban ubicados en el extremo occidental, otro en la zona norte próximo al mar y los dos restantes en el extremo oriental de Mendizorrotz (figura 4).

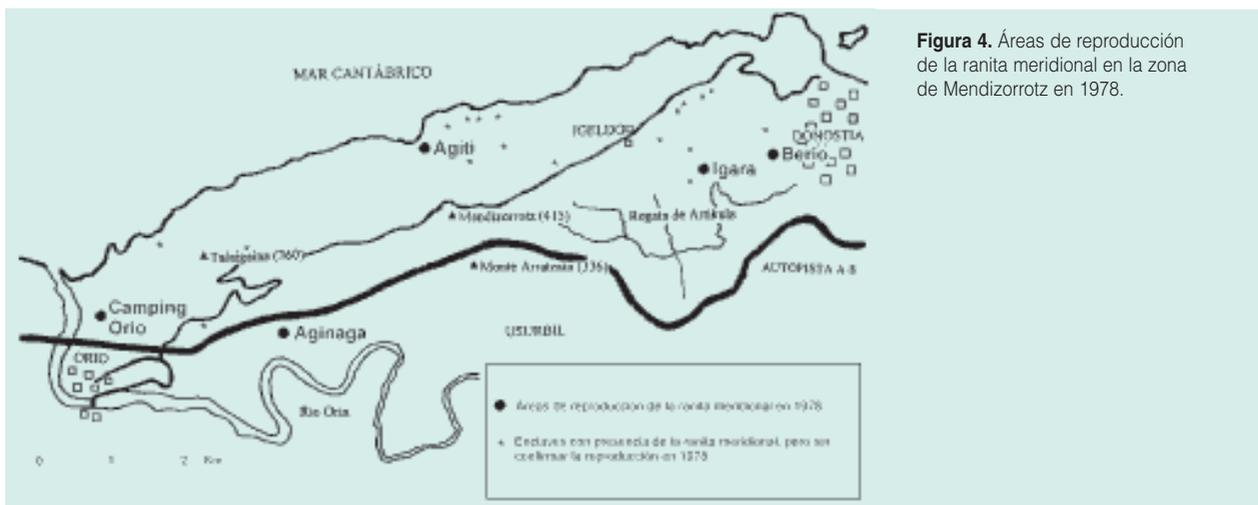


Figura 4. Áreas de reproducción de la ranita meridional en la zona de Mendizorrotz en 1978.

Probablemente, motivado por la amplia dispersión de los individuos en época estival, la extensión de los diferentes núcleos se solapaba y se producía un intercambio genético entre los individuos pertenecientes a áreas de reproducción diferentes. De este modo habían perdurado durante años, hasta que en las últimas dos décadas la acción del ser humano ha alterado este equilibrio que existía y ha colocado a la población de *Hyla meridionalis* de Mendizorrotz al borde de la extinción.

Para poder explicar el declive que ha sufrido la población de ranita meridional de Mendizorrotz, es necesario analizar por separado la extinción sufrida por cada uno de los núcleos poblacionales; aunque en algunos casos son comunes los factores que han desencadenado la desaparición de la especie.

NÚCLEO DEL CAMPING DE ORIO:

El Camping Municipal de Orio se construyó en el año 1.981 en las faldas del monte Mendizorrotz próximas a la desembocadura del Río Oria (figura 5). En un principio no se urbanizó una gran charca de unos 40 m. de diámetro y 2 m. de profundidad de agua dulce colindante a las dunas, pero en una posterior ampliación del Camping dos o tres años después se cubrió, y la especie se quedó sin una balsa donde poder reproducirse.



Figura 5. Camping de Orio en cartografía de 1983.

En 1.985 la especie realizó sin éxito intentos de reproducción en unos prados cercanos que se encharcaban en las primaveras lluviosas, pero que se secaban por completo en los meses estivales.

La recién construida piscina del Camping también albergó a los cada vez más escasos reproductores, pero tampoco aquí lograron reproducirse.

La población envejeció sin generar descendencia y a finales de la década de los ochenta el núcleo se extinguió.

NÚCLEO DEL EMBALSE DE AGINAGA:

Hasta el año 1.975 en el que se inauguró la autopista Bilbao-Behobia, este núcleo no presentaba deficiencias de interconexión con el resto de la población mediante una red de núcleos de población asentados y "corredores" o "pasillos" de hábitats adecuados. La construcción de la autopista supuso inconvenientes al intercambio de individuos con otros núcleos. Los anfibios requieren biotopos diferentes y esos biotopos deben estar comunicados por rutas perfectamente practicables. Las autopistas suponen un serio problema para los desplazamientos -miles de anfibios mueren bajo las ruedas cuando emprenden su primer viaje adulto o se encaminan a las balsas de la freza- porque estos animales tienden a reproducirse en los mismos lugares aunque estos hayan sido destruidos.

Este núcleo que probablemente colonizó varios años atrás un enclave artificial como es un embalse, quizá pudo recibir inicialmente individuos provenientes de la colonia del Camping de Orio. Al ser éste un medio adecuado para los requerimientos ambientales de la especie, al cabo de los años la población prosperó y logró estabilizarse (figura 6).

El vaso del embalse y la cuenca que lo abastece no ha sufrido cambios drásticos en las últimas dos décadas. Sin embargo, en la década de los ochenta se introdujo el cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*), especie alóctona que ha desplazado al cangrejo autóctono. El pez rojo o carpín (*Carassius auratus*) resulta difícil saber cuando fue liberado en este embalse. En un primer momento, las dos poblaciones de depredadores alóctonos serían reducidas, pero con el paso de los años se convirtieron en una auténtica plaga incontrolada.



Figura 6. Embalse de Aginaga.

Hasta hace una década, el agua de este embalse abastecía de agua potable la zona. En la actualidad está en desuso y dos caseríos situados aguas arriba del arroyo Koskoilo, uno de ellos con una granja bovina, vierten sus aguas fecales directamente y sin tratamiento previo al curso fluvial.

Esta lamentable situación está produciendo una considerable eutrofización en el embalse, y son precisamente el cangrejo rojo y el pez rojo las especies más beneficiadas; son capaces de vivir en condiciones extremas del medio, adaptándose a concentraciones muy bajas de oxígeno en el agua, a la vez que soportan temperaturas muy altas y pueden resistir niveles de contaminación que hacen imposible la vida a otras especies.

La desaparición de la especie en este enclave se debió a la imposibilidad de reproducirse con éxito en el período comprendido entre finales de la década de los ochenta y comienzos de los noventa. Probablemente el comienzo de la decadencia de este núcleo se habría iniciado anteriormente, pero no fue hasta hace una década cuando se agravó drásticamente el problema y a la especie le resultó imposible generar descendencia.

Incluso una especie tan tolerante a la contaminación como *Rana perezi* ha desaparecido de este enclave, suponemos que por el mismo motivo que *Hyla meridionalis*. Es de imaginar que los depredadores alóctonos habrán sido la principal causa del declive en este humedal.

Al embalse siguen acudiendo individuos reproductores de *Bufo bufo*. Pensamos que al ser ésta una especie más ubicuista, que presenta una mayor tolerancia y diversidad respecto a las áreas de reproducción, el más que posible fracaso reproductivo en este embalse lo suplirá con el excedente de individuos que se hayan generado en otros enclaves reproductivos, como por ejemplo en las charcas de Aizperro. Lo mismo podríamos decir de *Alytes obstetricans* y de *Triturus helveticus*, que utilizan incluso pequeños pozos de hormigón para depositar la descendencia.

Los últimos cantos de *Hyla meridionalis* en este embalse debieron escucharse en la primavera de 1.994 (GOSÁ, com. pers).

NÚCLEO DE LA CALA DE AGITI:

La cala de Agiti está situada en la ladera norte de Mendizorrotz, y desde tiempos ancestrales existía una gran charca de unos 60 m. de largo, 30 m. de ancho y una profundidad máxima de metro y medio. Esta gran balsa de agua estaba situada entre la ladera que descendía hasta la costa y la barrera de rocas de la rompiente (figura 7).



Fig. 7: Cala de Agiti en cartografía de 1981.

El sedimento de la charca era arcilloso y prácticamente impermeable. Se abastecía de un pequeño manantial y del agua de lluvia que recogía. El azote del mar y la maresía que producía parece ser que no alteraba considerablemente las condiciones de salinidad de la balsa.

Al comienzo de la década de los ochenta, esta charca se rellenó en parte y se acondicionó un aparcamiento de vehículos que satisficiera la demanda de visitantes que acudía a la cala. El extremo más occidental de la charca mantenía unos pequeños pozos y un número reducido de reproductores lograba completar con éxito su ciclo vital.

En el año 1.990 se construyó sobre la parcela que ocupaba la charca la piscifactoría que existe en la actualidad. Se eliminó por completo toda posibilidad de reproducción de la especie y hacia el año 1.995 desapareció el último individuo de este núcleo.

NÚCLEO DE BERIO:

La zona de Adrestegi, albergaba el núcleo poblacional que en la actualidad subsiste en Berio.

Hasta principios de la década de los noventa Mugitegiko erreka finalizaba su trayecto por la superficie en este punto, antes de ser soterrado. El cauce del arroyo se expandía y creaba una zona encharcada rodeada de vegetación palustre y huertas. Las observaciones de hibernación realizadas a finales de la década de los ochenta en los filtros de la piscina del P³ de Arriola correspondían a este núcleo de población. La primavera de 1.992 consideramos que fue la última oportunidad que tuvo la especie para poder reproducirse con éxito en este enclave.

Con la construcción del barrio de Berio, el área de reproducción tradicional de la especie fue cubierta y en su lugar permanece un solar sin utilidad aparente (Plaza Elhuyar). La regata ancestral

se cubrió y sobre ella se habilitó un aparcamiento para los autobuses universitarios.

Mientras, en la vaguada de Mugitegiko erreka, en la parte alta de Berio cercana a Goienetxe, se acondicionaba una explanada para futuras instalaciones deportivas. El relleno del cauce del arroyo y su encauzamiento subterráneo se mantuvo, y se abandonó una pequeña charca de unos 18 metros de largo por 12 de ancho y un máximo de 60 cm. de profundidad, cerca del tubo que capta las aguas que bajan de la regata. El vaso de la charca era arcilloso con depósitos de arena y en poco tiempo se cubrió de vegetación hidrófila, mayoritariamente por *Typha latifolia* y *Carex sp.* La charca desprovista de vegetación aérea recibía una insolación elevada y gracias a su suelo impermeable la presencia de agua era continua.

Las ranitas, que tienen tendencia a expandirse por los territorios circundantes en época estival, encontraron en esta charca recién creada una balsa que satisfacía sus requerimientos de reproducción. Así se mantuvo durante cinco años y la especie logró reproducirse generando descendencia.

Al mismo tiempo, algunos individuos de esta población localizaron una balsa repleta de agua que confundían con una posible charca para la reproducción, las piscinas de Berio. Éstas distan menos de 200 m. con la charca que habían colonizado (figura 8).



Figura 8. Piscinas de Berio.

En este nuevo enclave, artificial y desprovisto de vegetación, las ranitas no conseguían producir descendencia viable (basándonos en los datos del 98) y envejecían perdiéndose su herencia genética. Así, el excedente de individuos que producía la charca del campo de fútbol podría haber suplido las bajas anuales de los individuos reproductores frustrados, evitando que el núcleo sucumbiese.

Sin embargo, como consecuencia de las fuertes lluvias del 1 de junio de 1.997, la charca creada accidentalmente pocos años antes debió de desaparecer, al menos en parte, bajo en lodo. Poco

después, con la construcción del nuevo campo de fútbol de hierba artificial se realizaron desmontes, y el material sobrante se vertió sobre la charca y el cauce de Mugitegiko erreka.

Las protestas de los naturalistas de Haritzalde motivaron la restauración parcial de la charca. A finales de diciembre de 1.997 se construyó una pequeña represa que estancaba las aguas de Mugitegiko erreka y producía una balsa de apenas 6 x 6 m. y una profundidad de 30 cm. En abril de 1.998 se realizaron mejoras de la charca inicial y se obtuvo una lámina de 10 x 8 m. y una profundidad de 50 cm. Así mismo, se construyó contrapendiente una segunda charca de apenas 10 x 2 m. y una profundidad de 15 cm. Pero, las intensas lluvias de abril han producido el arrastre de arena y tierra de las laderas cercanas, disminuyendo la capacidad de las charcas recién construidas.

Además, la nueva charca recibe directamente agua del arroyo y al haberse construido algunos metros más arriba que la charca ancestral, el grado de insolación es menor, por lo que la temperatura media del agua es 3'5 °C menor que la de las piscinas de Berio.

En la temporada reproductiva de 1.998, *Hyla meridionalis* no ha aceptado las condiciones de la nueva charca y se ha desplazado en su totalidad a las piscinas de Berio.

NÚCLEO DEL EMBALSE DE GURELESA:

El núcleo de Gurelesa se podría denominar el núcleo de Igara, ya que probablemente éste no sea más que una testimonial muestra del contingente que debió de poblar la zona baja del Río Igara, cerca del límite intermareal.

Durante cuatro décadas las ranitas no han encontrado dificultades para reproducirse en esta balsa artificial. El buen mantenimiento de las insta-



Figura 9. Lecho del Embalse de Gurelesa en abril de 1998 con *Zannichellia palustris* colmatando las charcas.

laciones y de la calidad del agua era de sumo interés para la central lechera. El embalse se mantenía lleno y limpio, con una superficie de 6.000 metros cuadrados y una profundidad máxima de 2'40 m.

Con el traslado de la Central Lechera de Iparlat a las nuevas instalaciones en Urnieta, el embalse se ha quedado en desuso y se ha abandonado.

A mediados de mayo de 1.997 se abrió la compuerta del embalse y se vació por completo. Las ranitas se han quedado con dos charcas de apenas 15 cm. de profundidad máxima. Una de las charcas está colindante a la represa y cercana al antiguo transformador; tiene 12 x 10 m. y una profundidad media de 5 cm. La otra charca tiene 20 x 15 metros y una profundidad media de 5 cm (figura 9).

El embalse retiene humedad que se pierde lentamente por la compuerta abierta. La vegetación

y el núcleo de Igara (figura 10), procedentes seguramente de un antiguo núcleo que hasta hace unas décadas habría ocupado la zona de Ibaeta-Igara (30TWN79), y que el proceso urbanizador de este valle, antaño marisma, prácticamente los ha dividido. El embalse de Gurelesa (Igara) es el único enclave en el que se ha confirmado la reproducción de la especie en el período estudiado.

En torno a los núcleos de Berio y de Igara (Gurelesa), pero absolutamente dependientes de estos núcleos, existen puntos satélites a los que los reproductores acuden con intención de generar descendencia. Probablemente atraídas por un volumen de agua de dimensiones considerables como son las piscinas y debido a la ausencia de masas de agua naturales, las ranitas se empeñan año tras año en depositar en estas balsas sus puestas.

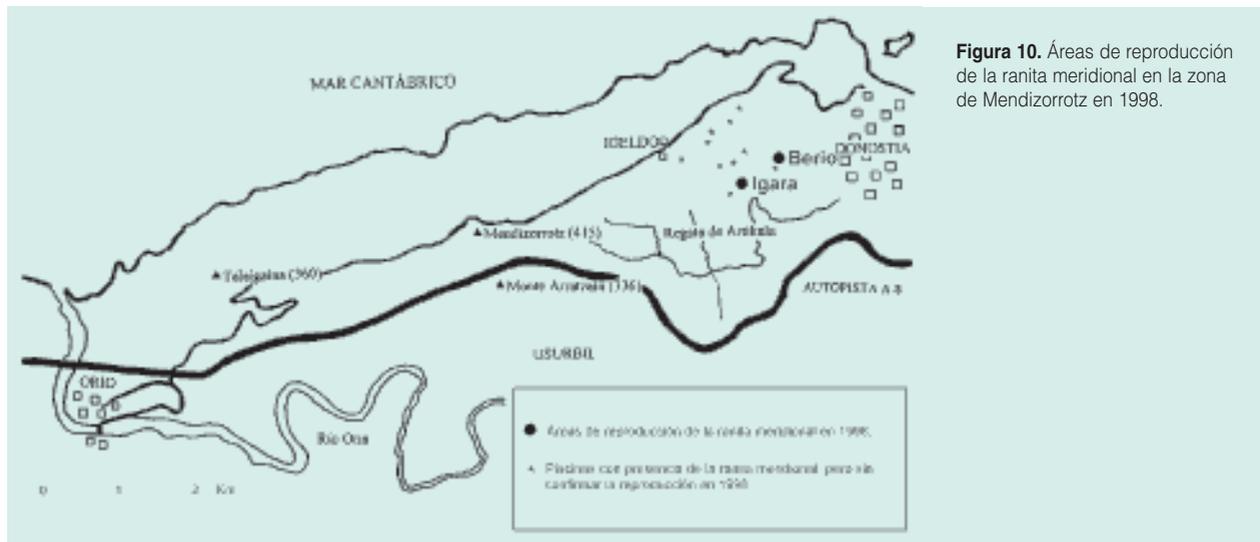


Figura 10. Áreas de reproducción de la ranita meridional en la zona de Mendizorrotz en 1998.

ha colonizado rápidamente el lecho del antiguo embalse, y las charcas se han colmatado de vegetación flotante a principios del verano. En las charcas temporales como las de Gurelesa la pluviosidad suele tener una importancia decisiva y llega a convertirse en un factor limitante, ya que condiciona la formación de las mismas, tal como sucede en Doñana (DÍAZ-PANIAGUA, 1986). Los depredadores, devoran grandes cantidades de indefensos renacuajos que se apilan en las zonas con mayor profundidad de las charcas, en las que son presa fácil.

Áreas de reproducción en 1998

Las áreas en las que se ha detectado la presencia de la ranita meridional en el período estudiado se limitan a dos únicos enclaves: el núcleo de Berio

Figura 11. Pareja de *Hyla meridionalis* en amplexo.



La especie ha sido localizada en 10 piscinas de la zona de ambos núcleos. Como sustitutas de las cada vez más escasas charcas naturales, aparecen estas balsas artificiales en zonas urbanizadas, que atraen a la especie por su masa de agua. Sin embargo, no se ha constatado que este anfibio logre culminar su ciclo reproductor en este medio.

Las piscinas carecen de una vegetación donde las hembras puedan fijar las puestas. En casos excepcionales, las hojas muertas que flotan sobre la superficie de la lámina de agua o adheridas a las paredes de las piscinas pueden sustituir la vegetación necesaria para la ovoposición. Las larvas que se han podido generar no consiguen finalizar su proceso de metamorfosis, ya que las piscinas son

años envejecen y mueren sin generar descendencia. El núcleo de Igara está compuesto por el embalse de Gurelesa y por las piscinas satélite del Cº Pilotegi, Cº Pokopandegi, Pº Etume y Pº Gudamendi. La disposición de los arroyos de Sorgiñerrea y Pokopandegi ha facilitado la dispersión de la especie y la colonización de la zona alta sobre el embalse.

Tamaño de la población reproductora en 1998

Se ha estimado en 1000-1200 el número de adultos que acuden a los biotopos reproductores en Mendizorrotz. Para el núcleo de Berio la estima es de 185/225, y de 885/ 1.040 para el de Igara (tabla 1).

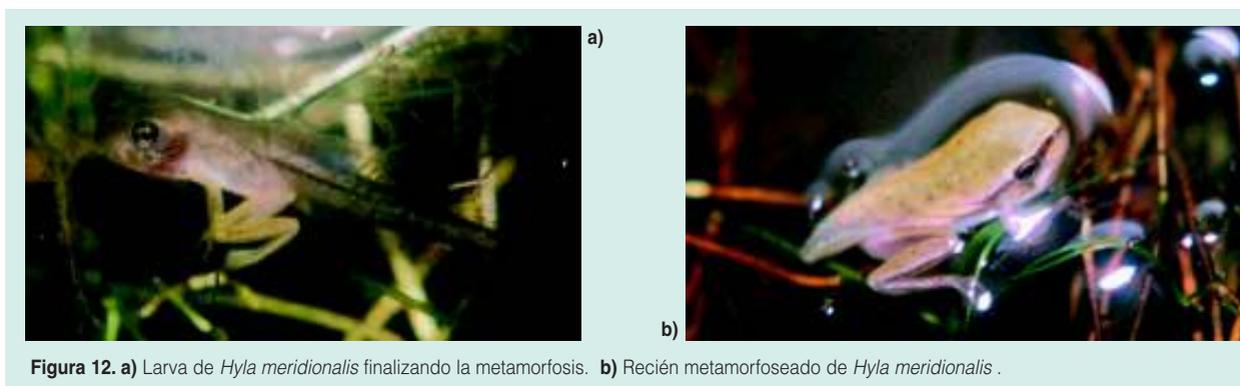


Figura 12. a) Larva de *Hyla meridionalis* finalizando la metamorfosis. b) Recién metamorfoseado de *Hyla meridionalis*.

NÚCLEO	ENCLAVE	ALTITUD (M.S.M.)	Nº MACHOS/DÍA	Nº HEMBRAS/DÍA
Igara	Embalse Gurelesa Piscinas (n=9)	15 22-259	1-200 * 1-16	- 0-4
Berio	Piscina Berio	45	1-34	0-6
Estima núcleo Berio: 185/225 (15%) Estima núcleo Igara: 885/1040 (85%) Estima total de adultos reproductores en Mendizorrotz: 1000-1200. Machos: 750-890. Hembras: 320-375. Proporción de sexos: 1:2,36.				

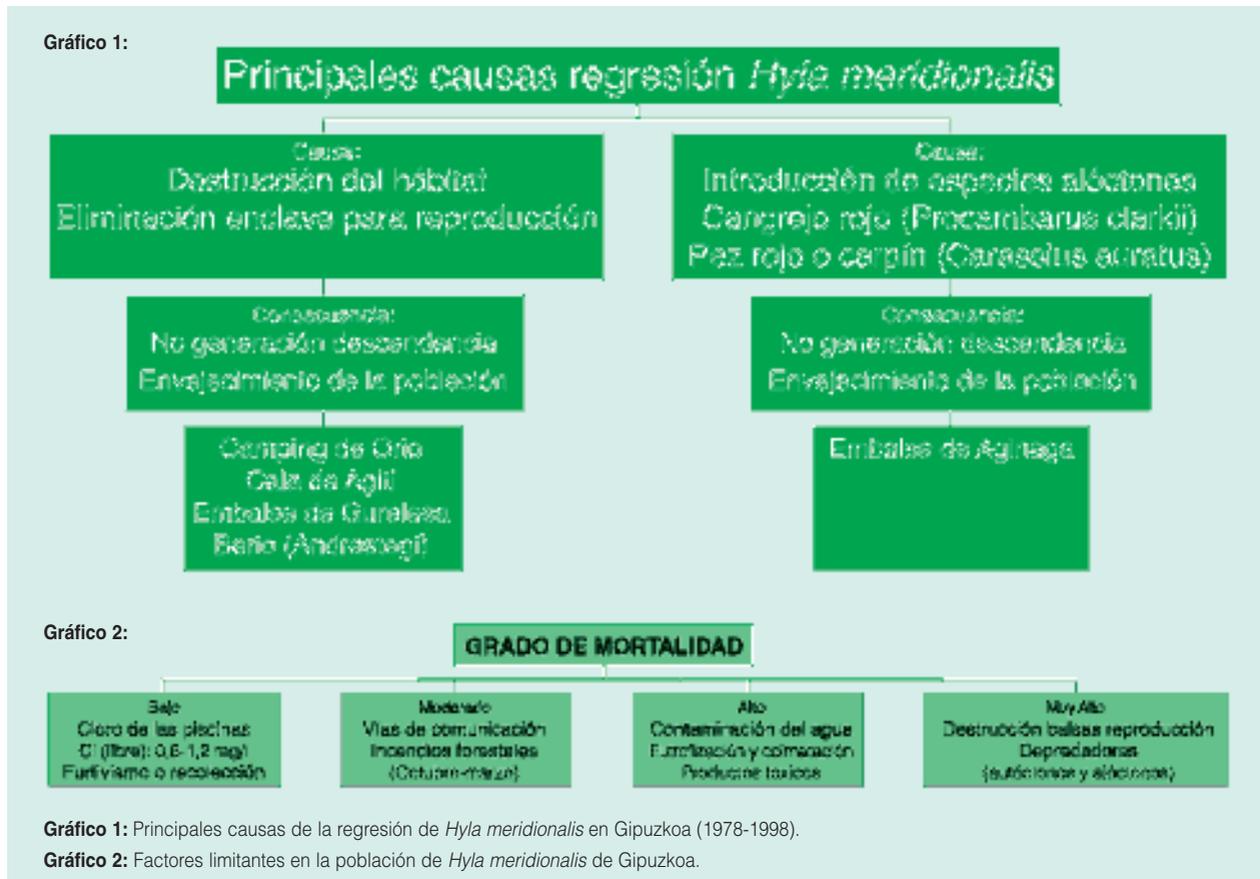
Tabla 1: Enclaves actuales con presencia de *Hyla meridionalis* en Mendizorrotz. * Censos realizados mediante escuchas.

vaciadas y limpiadas antes de que las jóvenes ranitas inicien el proceso terrestre (figuras 11 y 12).

Las piscinas situadas entorno a los núcleos de Berio y de Igara, reciben un aporte de individuos reproductores que se debe al excedente que generan anualmente estos dos núcleos. Los progenitores acuden a estas "balsas trampa" y al cabo de los

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La extinción de los núcleos poblacionales conocidos hace dos décadas se ha venido produciendo en sentido oeste-este (figura 3 y figura 6), perdurando en la actualidad tan sólo los dos núcleos del extremo oriental del macizo, sobre cuyas balsas de reproducción se cierne un grave peligro de urbanización (anexo II).



Las características morfológicas del hábitat, que permitiría la interconexión de los biotopos reproductores a través de corredores, y la conducta dispersiva estival de la ranita, debieron de permitir entonces el intercambio genético de los núcleos, de manera que sería postulable la homogeneidad de la población del Mendizorrotz, como lo es el contacto que debió de existir entre ésta y la asentada actualmente en el País Vasco francés (Hasparne) y las Landas (PAILLETTE, 1989).

La pérdida histórica del hábitat natural y la destrucción de las masas de agua naturales, parecen ser las causas más importantes que han conducido a la ranita meridional de Mendizorrotz a la situación crítica actual. La introducción de especies alóctonas, tales como *Carassius auratus* y *Procambarus clarkii* (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a, 1998b) ha contribuido a la desaparición de algún núcleo del sector occidental.

Contrariamente a la impresión de algunos autores (BEA, 1985; GOSÁ, com. pers.), hemos podido comprobar que la ranita no se reproduce en los cursos de agua de la zona de estudio, comportamiento habitualmente encontrado en otras áreas peninsulares (TEJEDO & REQUES, 1997). Pero si aparece ligada a la cobertura vegetal de las rega-

tas, que requiere para su dispersión tras la reproducción.

En la actualidad, de los cinco núcleos poblacionales que tenemos constancia tres de ellos se han extinguido, uno agoniza y el quinto se encuentra con una población que necesita acciones inmediatas de protección para su hábitat.

La supervivencia de la población depende de la elaboración y puesta en práctica inminente de un Plan de Recuperación (Gestión) para la especie en el área de Mendizorrotz.

AGRADECIMIENTOS

Los autores del estudio agradecen al Departamento de Agricultura y Medio Ambiente de la Diputación Foral de Gipuzkoa, que subvencionó el estudio.

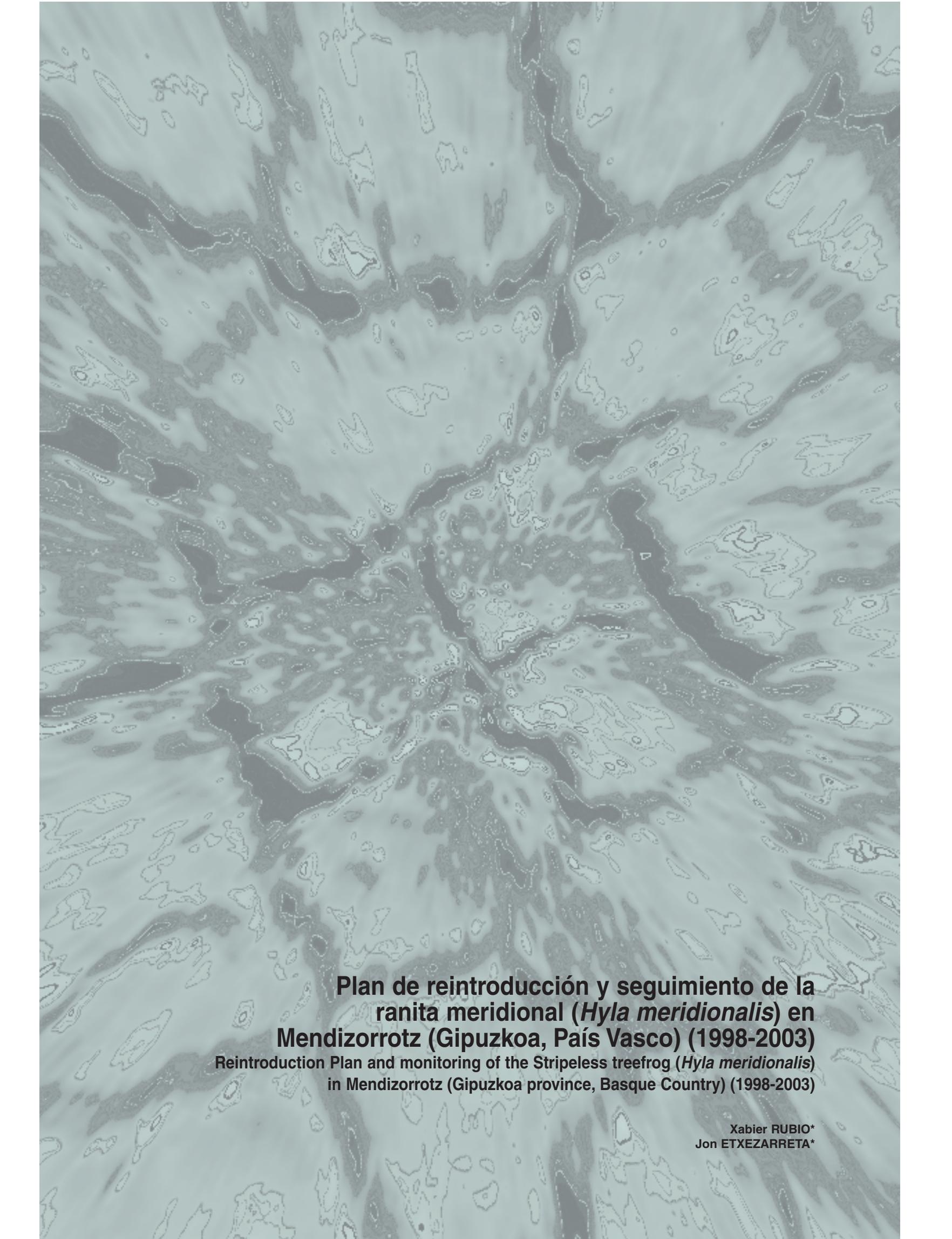
Mención expresa Alberto Gosá por su asesoría y revisión de textos, y a la Asociación Naturalista Haritzalde por los datos aportados y por la sensibilización popular hacia la especie.

BIBLIOGRAFÍA

- ASEGINOLAZA, C., GÓMEZ, D., LIZAU, X., MONTSERRAT, G., MORANTE, G., SALABERRIA, M.R., URIBE-ETXEBARRIA, P.M. (ARANZADI Z.E.)
1996 Vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Gobierno Vasco. Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente. Servicio Central de Publicaciones de Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- BARBADILLO, L. J.
1987 *La guía INCAFO de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. Guías verdes de Incafo. Madrid.
- BEA, A.
1983 Nuevas citas para la herpetofauna del País Vasco. *Munibe*, 35 (1/2): 89-91.
- BEA, A.
1985 Atlas de los Anfibios y Reptiles de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa. En: J. Álvarez, A. Bea, J.M. Faus, E. Castien & I. Mendiola (Eds.) *Atlas de los Vertebrados Continentales de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco, pp. 55-99.
- BOSCÁ, E.
1880 Catalogue des Reptiles et Amphibiens de la Péninsule Ibérique et des Iles Baléares. *Bulletin de la Société zoologique de France*, V: 240-287.
- DÍAZ-PANIAGUA, C.
1986 La reproducción de *Hyla meridionalis* en el sudoeste de España. *Doñana Acta Vertebrata*, 13: 5-20.
- 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.
- GARCÍA PARIS, M.
1985 *Los Anfibios de España*. Publicaciones de Extensión Agraria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 287 pp.
- GARCÍA PARIS, M.
1997 *Hyla meridionalis* Boettger, 1874. En: GASC, J.P. (Ed.). *Atlas of Reptiles and Amphibians of Europe*. Societas Europaea Herpetologica. París, pp. 126-127.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGÍA
1995 *Valores Normales y Estadísticos de estaciones principales (1961-1990)*. Observatorio Meteorológico de San Sebastián-Igeldo. Instituto Nacional de Meteorología. Madrid.
- PAILLETTE, M.
1989 *Hyla meridionalis*. En CASTANET, J. & GUYÉTANT, R. (Coord.). *Atlas de Répartition des Amphibiens et Reptiles de France*. Soc. Herp. France. París, pp. 80-81.
- SALAZAR, A, DE ALBA, S., GALLARDO, J., PORTERO, G., PASCUAL, M. H. & OLIVE, A.
1991 *Geomorfología y Edafología de Gipuzkoa*. Depart. de Urbanismo, Arquitectura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa.
- SALVADOR, A.
1985 *Guía de Campo de los Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. Santiago García, Editor. León , 212 pp., 78 mapas.
- TEJEDO, M. & REQUES, R.
1997 *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874). En: PLEGUEZUELOS, J.M. (Ed.) Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal. *Monografías de Herpetología*, 3: 149-151.
- TELLERIA, J. L.
1986 *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces. Madrid, 278 pp.

Foto: Xabier Rubio



A detailed topographic map of the Mendizorrotz region in the Basque Country, Spain. The map shows a complex network of valleys, ridges, and streams, rendered in various shades of gray to indicate elevation. The terrain is rugged and mountainous, with numerous small peaks and deep gullies. The map is oriented vertically, with the top of the page showing higher elevations.

**Plan de reintroducción y seguimiento de la
ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en
Mendizorrotz (Gipuzkoa, País Vasco) (1998-2003)**

**Reintroduction Plan and monitoring of the Stripeless treefrog (*Hyla meridionalis*)
in Mendizorrotz (Gipuzkoa province, Basque Country) (1998-2003)**

Xabier RUBIO*
Jon ETXEZARRETA*

Plan de reintroducción y seguimiento de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz (Gipuzkoa, País Vasco) (1998-2003)

Reintroduction Plan and monitoring of the Stripeless treefrog (*Hyla meridionalis*) in Mendizorrotz (Gipuzkoa province, Basque Country) (1998-2003)

GAKO HITZAK: Anfibioak, *Hyla meridionalis*, Berreskuraketa, Egoera, Banaketa, Kontserbazioa, Euskal Herria.

KEY WORDS: Amphibians, *Hyla meridionalis*, Recovery, Status, Distribution, Conservation, Basque Country.

PALABRAS CLAVE: Anfibios, *Hyla meridionalis*, Recuperación, Situación, Distribución, Conservación, País Vasco.

Xabier RUBIO*
Jon ETXEZARRETA*

LABURPENA

1998an Mendizorrotzeko (Gipuzkoa) Hegoaldeko zuhaitz-igelaren Sartzapen Plana martxan jarri zen eta lan honetan, ordutik lorturiko emaitzak eta harturiko neurrien jarraipena azaltzen da. Planaren Lehen Fasea osatzear dagoen bitartean, Bigarren Fasea gauzatzeko bidean da. Guztira 13 putzu eraiki dira, aurretik existitzen zen bat hobetzen saiatu da eta gainera Mendizorrotzen zeuden beste hiru hezegune erabili dira.

Hegoaldeko zuhaitz-igela ikerketa-eremuko igerilekuetara hurbiltzeko ohiturak ale helduen lelu-aldaketak egiteko aukera eskaini digu. Egingandako mugimenduak gehienetan eraginkorrak suertatu dira, ez bakarrik askaturiko indibiduoak putzuetan geratu direlako, baizik eta gainera ondorengo urteetan beren kabuz azaldu direlako. Hori gutxi balitz, horietako 11an anplexo, arrautz-sortak eta larba-aldia oso aurreratu zuten zapaburuak behatu dira. Berioko igerilekuetan urteroko maneiak gatibutasun eta erdigatibutasun baldintzapean hazitako larba ugari lortzea, gero arrakasta handiz askatu direnak, baimendu du. Horrela, 8 putzutan sartu dira, gerora biotopo horietan ikusiriko metamorfosatu berrien kopurua handia izanik.

Guztira, 1998-2003 denboraldietan, ugal-eremu berrietara 1.054 ar, 350 eme, 871 metamorfoseatu berri eta gazte, eta 25.245 larba eraman dira.

Espeziearen ugal-arrakasta, metamorfoseatu berrien azaleraketaren ikuspegitik, 10 hezegunetan baieztatu da, eta askaturiko larbek ere beste bi gehiagotan bukatu dute ur-fasea.

Bestalde, bi putzutan somatu den kontrolrik gabeko espezie aloktonoen sartzapena, ibai-karramarro eta karpinak kasu, kezkarria da oso. Izan ere, horixe bera izan baitzen Gipuzkoan jazotako espeziearen beharakadaren zioetako bat eta horrek gizarte-kontzientziazioaren bidez aurreikuspen neurriak hartu behar direla iradokitzen du.

Mendizorrotz osoan zehar sakabanaturik dagoen putzu-sarea osatu behar da, Lehen Faseko hainbat putzutan ageri diren arazoei konponbidea eman eta ipar zein mendebaldeko magaletan ugal-eremuen sorrera bultzatuz eta indartuz.

SUMMARY

The Reintroduction Plan of Stripeless treefrog in Mendizorrotz Mountain (Gipuzkoa province, Basque Country) has started in 1998. The results and monitoring performances are considered in the present study. The aim is to generate a net of reproduction zones for the species. So, while the First Stage of the Plan is nearing completion, the Second Stage is already being carried out. A total of 13 ponds have been built, an existing one has been improved and three marshes in Mendizorrotz have also been used.

The usual attendance of the stripeless treefrog in the swimming pools within the study area, offered us adult specimens for translocation, which have been very effective in most cases and the translocated adults, not only stayed in the ponds in which they were freed, but in later years reappeared again spontaneously in them. Furthermore in eleven we were able to observe couplings, layings and well developed larvae. The handling of the species carried out yearly in the Berio pools has enabled us to obtain a great number of larvae, reared in semi captivity and captivity, which were later freed successfully: they were introduced in 8 ponds, and the number of recently metamorphosed located subsequently in those biotopes was high.

During the years 1998 to 2003 a total of 1,054 males, 350 females, 871 recent metamorphosed juveniles and 25,245 tadpoles were moved to the new reproduction areas. The successful reproduction of the species depending on the emergence of the metamorphosed has been observed at least over a certain period in 10 ponds and the freed larvae have also metamorphosed in a further two ponds.

* Departamento de Vertebrados. S. C. Aranzadi Z. E. Alto de Zorroaga Nº 11. 20014 Donostia-San Sebastián.

On the other hand, the uncontrolled introduction of exotic species such as crabs and fish, which has been observed in two ponds is very worrying. This was one of the reasons for the regression of the species in Gipuzkoa and suggests the necessity of adopting preventive measures through the social consciousness and direct actions in the habitat itself.

It is necessary to complete the network of ponds all over Mendizorrotz, settling the problems existing in some of the ponds of the First Stage and intensifying the creation of new zones for the reproduction of the frog in the occidental and north area of the mountain.

RESUMEN

Se ha iniciado en 1998 el Plan de Reintroducción de la ranita meridional en el monte Mendizorrotz (Gipuzkoa) cuyos resultados y el seguimiento realizado son expuestos en el presente trabajo. Se pretende generar una red de áreas de reproducción para la especie. Así, mientras la Primera Fase del Plan está cerca de completarse, la Segunda Fase está ya en ejecución. Se han construido un total de 13 charcas, se ha intentado mejorar una preexistente y se ha dispuesto de 3 humedales más en todo Mendizorrotz.

La asistencia habitual de la ranita meridional a las piscinas del área de estudio nos ha proporcionado ejemplares adultos para traslocaciones. Éstas han sido muy efectivas en la mayoría de los casos, y los adultos trasladados no sólo se han mantenido en las charcas en las que han sido liberados sino que en años posteriores han reaparecido de manera espontánea en los mismos. Pero, además, en 11 de ellos se han observado acoplamientos, puestas y larvas en estadios avanzados de desarrollo. El manejo de la especie realizado anualmente en las piscinas de Berio ha permitido obtener un gran número de larvas, criadas en condiciones de semicautividad y cautividad, que luego han sido liberadas con éxito. Se han introducido en 8 charcas, siendo elevado el número de recién metamorfoseados localizados a posteriori en dichos biotopos.

En total, en las temporadas 1998-2003 se han trasladado a las nuevas áreas de reproducción 1.054 machos, 350 hembras, 871 recién metamorfoseados y juveniles, y 25.245 larvas.

El éxito reproductivo de la especie, en función de la emergencia de metamorfoseados, se ha constatado al menos en alguna temporada en 10 humedales, y las larvas liberadas también han metamorfoseado en otros dos más.

Por otro lado, es muy preocupante la introducción incontrolada de especies alóctonas, como el cangrejo señal y el carpín dorado, que se ha detectado en dos charcas. Ésta fue una de las causas de la regresión de la especie en Gipuzkoa y sugiere la toma de medidas direccionadas a la prevención por medio de la concienciación social y actuaciones directas en el propio hábitat.

Es necesario completar la red de charcas a lo largo de todo Mendizorrotz, solventando los problemas existentes en algunas de las charcas de la Primera Fase e intensificando la creación de nuevas áreas para la reproducción de la ranita en la parte occidental y en la cara norte del Macizo.

INTRODUCCIÓN

La crítica situación en la que se encontraba la población de ranita meridional que aún subsiste en el macizo Mendizorrotz, junto a su aislamiento y su relicta existencia, hizo que fuera incluida en el "Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina" (GOBIERNO VASCO, 1996). La ranita meridional está considerada como el único anfibio en peligro de extinción de la Comunidad Autónoma del País Vasco.

El estudio preliminar sobre la situación de la especie, que ha servido para la elaboración del correspondiente Plan de Gestión de la especie por la Diputación Foral de Gipuzkoa, organismo legalmente encargado de su redacción y puesta en práctica, aconsejaba la puesta en práctica de medidas de conservación inmediatas. Así, en las primaveras de 1998 y 1999, tras comprobar que la ranita meridional frecuentaba durante el período reproductor las piscinas en torno a los núcleos de Berio e Igara (San Sebastián), e intentando remediar el fracaso reproductor en estas piscinas (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a, 1998b), se realizaron prácticas de traslocación de la especie a charcas experimentales, para conocer si eran adecuadas o no para la reproducción de *Hyla meridionalis*. Los individuos empleados en las traslocaciones provenían de

piscinas que habían sido o iban a ser vaciadas y limpiadas con productos altamente tóxicos (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998c, 1999).

Publicada la Orden Foral de 10 de noviembre de 1999, se aprobó el Plan de Gestión de la Ranita Meridional y se dictaron normas complementarias para su protección. En su artículo 6 se puede leer que para la consecución del objetivo del Plan de Gestión, se llevará adelante un programa de reintroducción de la Ranita Meridional a desarrollar en dos fases, según el anexo. En la primera fase se asegurará la presencia y continuidad de la población existente, regenerando charcas ya existentes y creando otras nuevas en la ladera sur del Macizo, para después acometer la reintroducción de la especie en esos puntos por medio de un Plan de Reintroducción. Se realizará, así mismo, un seguimiento de todas las medidas y actuaciones que se desarrollen (DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA, 1999).

De acuerdo con la citada Orden Foral y lo contenido en el Plan de Gestión, el Departamento de Agricultura y Medio Ambiente de la Diputación Foral de Gipuzkoa encargó a la Sociedad de Ciencias Aranzadi la realización de la Primera Fase del Plan de Reintroducción de la Ranita Meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz (año 2000).

En la primavera de 2001, dicho organismo, con la asistencia de la empresa Ekos Estudios Ambientales S.L., desarrolló el Plan de Revegetación de las charcas existentes, iniciado en 1999 (EKOS, 2001), y puso en marcha la Segunda Fase del Plan de Gestión (ETXEZARRETA & RUBIO, 2001a, 2001c).

Con la publicación de la Orden Foral de 28 de mayo de 2001, por la que se añadía un nuevo apartado en el Plan de Gestión aprobado en 1999, se fijó una serie de normas complementarias de protección de las áreas de reproducción de la ranita, que incluyen los propios humedales y su orla de vegetación (DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA, 2001).

En el periodo 2001-2003, además del mantenimiento de los núcleos poblacionales existentes, se ha tratado de consolidar los núcleos de reproducción creados y de ir completando la red de charcas. De esa manera se pretende recuperar el área de distribución conocida para la especie en Gipuzkoa y sacar a esta relicta población del grave peligro de extinción que se cierne sobre ella (GOBIERNO VASCO, 1996; GARCÍA PARÍS, 1997; ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a, 1998b).

Los datos que aquí se presentan son el resultado del trabajo realizado por el equipo de la Sociedad de Ciencias Aranzadi dentro del Plan de Reintroducción de *Hyla meridionalis* en Mendizorrotz, en el marco del Plan de Gestión aprobado para la especie.

METODOLOGÍA Y FASES DE EJECUCIÓN

PLAN DE ACTUACIONES SOBRE EL HÁBITAT

En una primera fase, a desarrollar a corto plazo, se inició la creación de nuevas masas de agua en la ladera suroriental de Mendizorrotz, destinadas a la reproducción de la especie y con condiciones suficientes en las inmediaciones como para permitir todo su ciclo vital (figuras 1, 2 y 3).

Las charcas, regeneradas o de nueva construcción, se están situando relativamente próximas unas de otras. Se pretende que la separación máxima no sobrepase el kilómetro de distancia. La presencia de un hábitat favorable en la zona, así como su aislamiento de viviendas y urbanizaciones, y su ubicación respecto a los núcleos preexistentes, sugiere los emplazamientos elegidos como apropiados para completar la red de charcas recogida en el Plan de Gestión (figura 4 y tabla 1).



Figuras 1, 2 y 3. Charca de Arpita. Se observa el enclave antes de la construcción de la charca (1), durante la ejecución de las obras (2) y transcurridos un par de años desde la construcción (3). La naturalización del humedal hace incluso dudar de su origen artificial.



Figura 4. Ubicación general del área de estudio (E.H.= País Vasco; G=Provincia de Gipuzkoa) y ubicación concreta de las charcas existentes en el área de Mendizorrotz (Gipuzkoa) en 2003: 1-Berio; 2-Goienetxe; 3-Pokopandegi; 4-Errotatxo; 5-Munotxabal; 6-Errotazar; 7-Arpita; 8-Etxebeste; 9-Urteta; 10-Egioleta; 11-Artikula aundi; 12-Arrate; 13-Embalse de Aginaga; 14-Anoko; 15-Egiluze; 16-Iranguen; 17-Dunas de Orio (sin concluir).

Como fuente de alimentación de agua se están utilizando básicamente regatas próximas, siempre a través de una derivación, aunque en Munotxabal, Goienetxe y Arrate ha sido inevitable la conexión a la red de suministro de agua potable de los respectivos municipios.

Anualmente, a mediados de abril, se acondiciona la piscina pequeña de Berio con la intención de obtener el máximo posible de larvas para posteriores reintroducciones. Con tal fin, se preparan una serie de macetas con vegetación hidrófila para que las ranitas fijen las puestas y las larvas dispongan de alimentación y refugio para poder desarrollarse (figura 5).

venientes de la charca de Berio. En algunos casos, suponiendo que la vegetación acuática y helófitos disponibles para fijación de puestas eran insuficientes, se han aportado ramas de *Salix atrocinerea* a la balsa, ya que se ha comprobado que la medida resulta eficaz. Posteriormente, en 2001, se puso en marcha el Plan de Revegetación de las charcas (EKOS, 2001).

El intenso trabajo de campo realizado en los años precedentes ha venido aconsejando sobre las pautas que se debían seguir para lograr un mayor éxito reproductivo de la especie. Analizando los requerimientos ambientales durante su período



Figura 5. Piscina pequeña de Berio acondicionada con macetas con vegetación hidrófila

En 1999 y 2000, con la intención de acelerar este proceso natural de regeneración de las charcas, se han transplantado cepellones (rizomas) de plantas hidrófilas (*Typha latifolia* y *Juncus* spp.) pro-

reproductivo, se ha deducido la manera de aumentar la reproducción de las ranitas, acondicionando en la medida de lo posible aquellos enclaves en los que se localizaba la especie.

Nº	CHARCA	LOCALIDAD	AÑO	AUTOR	LONG.	ANCHURA	PROF. MÁX.	PERÍMETRO
1	Berio	Donostia	1998	Ayto. S.S.	—	—	—	—
2	Goienetxe	Donostia	2000	D.F.G.	22,9	16,4	1, 14	60
3	Pokopandegi	Donostia	2001	D.F.G.	—	—	—	—
4	Errotatxo	Donostia	2001	Neinor	—	—	—	—
5	Munotxabal	Donostia	2000	D.F.G.	14,8	11,4	0,95	42,1
6	Errotazar	Donostia	2002	D.F.G.	—	—	—	—
7	Arpita	Usurbil	2000	D.F.G.	32,2	24,1	1,26	98
8	Etxebeste	Donostia	2000	D.F.G.	13	11,4	1,36	39,4
9	Urteta	Usurbil	1974	A-8	43,6	26,2	2,21	134,3
10	Egioleta	Donostia	1999	D.F.G.	18,5	8,5	0,52	44,7
11	Artikula aundi	Usurbil	2000	D.F.G.	20,05	14,35	0,58	55,3
12	Arrate	Usurbil	2001	D.F.G.	16	11	0,92	43,5
13	Emb. Aginaga	Orio	?	?	—	—	—	—
14	Anoko	Orio	1997	?	—	—	—	—
15	Egiluze	Donostia	2001	D.F.G.	—	—	—	—
16	Iranguen	Donostia	?	?	—	—	—	—
17	Dunas Orio	Orio	2003/04	D.F.G.	—	—	—	—

Tabla 1. Ubicación y dimensiones (m) de las charcas incluidas en el Plan de Reintroducción de la ranita meridional de Mendizorrotz.

PLAN DE ACTUACIONES SOBRE LA ESPECIE

Capturas en las piscinas de Igara-Gudamendi:

Tras constatar en 1998 la presencia habitual de ejemplares adultos de la especie en las diferentes piscinas existentes en el área de estudio (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a, 1998b), se procedió a su captura. Así, durante estas campañas (1998-2003) se han visitado en numerosas ocasiones las piscinas y

caba a su saturación de capacidad y, por otra, las nuevas charcas creadas a lo largo de Mendizorrotz han presentado las condiciones óptimas para las traslocaciones. Por tanto, una vez completado el manejo de individuos reproductores entre ambas piscinas de Berio, se ha dispuesto de ejemplares adultos para realizar reintroducciones (figura 6).

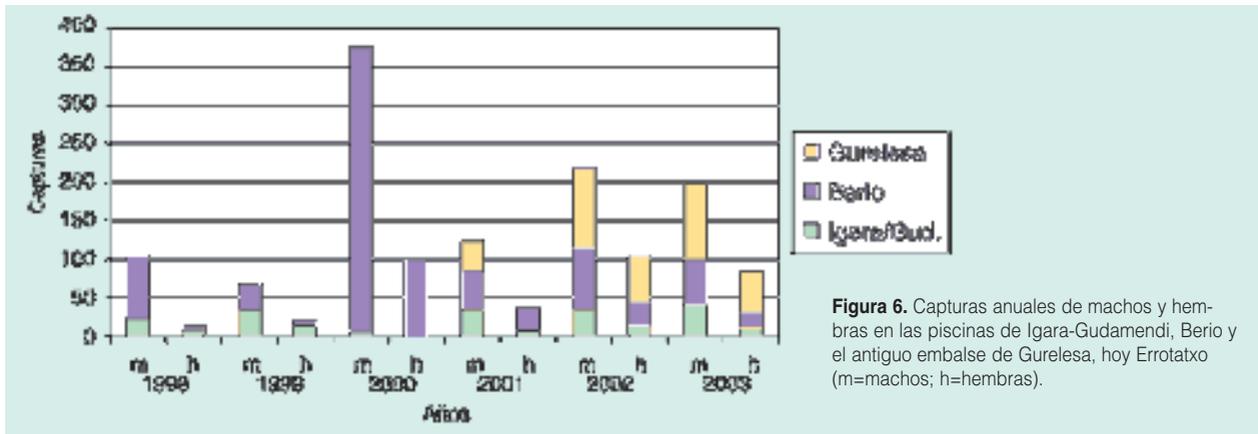


Figura 6. Capturas anuales de machos y hembras en las piscinas de Igara-Gudamendi, Berio y el antiguo embalse de Gurelesa, hoy Errotatxo (m=machos; h=hembras).

depósitos artificiales de las zonas de Igara y Gudamendi, con el objeto de conseguir ejemplares adultos de ranita meridional para las traslocaciones a las nuevas charcas creadas (figura 6). Para la captura se han empleado mangas y, dado que la actividad de la ranita es principalmente nocturna, focos de haz ancho y linternas frontales.

Capturas en las piscinas de Berio:

El manejo del hábitat en la piscina pequeña de Berio ha consistido en acondicionar la balsa a mediados de abril, para que las ranitas tuviesen vegetación donde fijar las puestas y las larvas dispusiesen de alimentación y refugio para poder desarrollarse. Asimismo, se han retirado posibles predadores que podrían poner en peligro las puestas y las larvas (BARBADILLO *et al*, 1999; ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a), como *Triturus helveticus* e insectos acuáticos (*Notonecta glauca*). El objetivo era conseguir el mayor número de larvas posible para las reintroducciones. El escaso número de larvas obtenidas en 2002 se debe principalmente a que no se eliminaron los insectos carnívoros presentes en la piscina.

En cuanto al manejo de la especie, los individuos capturados en la piscina grande y alrededores han sido trasladados a la piscina acondicionada al efecto. Anualmente, dichos trabajos se han mantenido hasta que, por una parte, se ha considerado que la carga de la piscina pequeña se acer-

Cría en cautividad a partir de huevos (embriones):

Las primeras y escasas puestas detectadas en la piscina pequeña de Berio a principios de abril, han sido retiradas para desarrollar la fase embrionaria y parte de la larvaria en condiciones de cautividad, en contenedores de plástico de 5 l de capacidad. Se pretendía que las larvas que nacieran en la piscina pequeña de Berio tuvieran una edad similar y aprovechar para ello una asistencia masiva de hembras grávidas a la balsa, para evitar de este modo que los renacuajos eclosionados semanas antes se alimentaran del vitelo de las nuevas puestas y obtener así el máximo número de puestas en el menor espacio temporal (figuras 7 y 8).



Figuras 7 y 8. Larva de *Hyla meridionalis* recién eclosionada, a punto de abandonar el vitelo (7).



Larva de varias semanas (8).

Una vez transcurridas, aproximadamente, dos semanas desde la eclosión y una vez comprobada su capacidad de autosuficiencia en el medio natural, las larvas así criadas han sido liberadas en la piscina pequeña de Berio, para posteriores traslocaciones. Así, se ha pretendido reducir la probabilidad de contagio de enfermedades y micosis en general, así como la transmisión de parásitos susceptible de ocurrir por el hacinamiento y la manipulación de individuos. De ese modo, se ha incrementado el número de larvas disponibles para realizar reintroducciones en las nuevas áreas de reproducción (tabla 2).

Capturas en el antiguo enclave de Gurelesa, actualmente Errotatxo:

En ese área se encontraba el embalse de Gurelesa, el cual constituía el único lugar de reproducción conocido de la especie en 1998 y albergaba el grueso de la población de *Hyla meridionalis* de Mendizorrotz. Sin embargo, éste fue destruido en otoño de 2001 y en la actualidad en el enclave se encuentran el Parque de Actividades Empresariales "Neinor", la balsa de Sorgiñerreka y la propia charca Errotatxo. Esta última tiene doble función: ser uno de los pilares que sustente a la población de ranitas de Igara y proporcionar excedentes de larvas, juveniles y adultos para su posterior traslocación a los nuevos humedales creados a lo largo del macizo de Mendizorrotz.

En 2001, ante la inminente desaparición del humedal, se intensificó la captura de individuos, en especial juveniles y recién metamorfoseados, habiendo sido atrapados 831 ejemplares (tabla 3).

En 2002, se capturó la mayor parte de los individuos adultos en la balsa de Sorgiñerreka, ya que ésta no presenta unas condiciones adecuadas para el éxito reproductivo de la especie.

En 2003, en cambio, el grueso de las capturas se produjo en los alrededores de la nueva charca de Errotatxo. Al principio de la temporada, los individuos capturados se han trasladado al citado estanque para, una vez comprobada la presencia abundante de larvas de la especie, comenzar con las traslocaciones de adultos.

Traslocaciones y seguimiento de los resultados:

Antes del inicio de las traslocaciones, se han muestreado los humedales y realizado escuchas en diversas ocasiones, para confirmar el estado de dichos enclaves y comprobar la posible asistancia espontánea de ranitas meridionales.

Para llevar a cabo las repoblaciones, sólo se han escogido cada año los lugares disponibles que cumplían los requisitos para la viabilidad de las introducciones. Tras un proceso de unos 20 minutos de aclimatación a la temperatura de la nueva charca los individuos eran liberados, aprovechándose ese tiempo para realizar el seguimiento del estado de los nuevos núcleos que se iban creando. En primer lugar se liberaban machos, para que sus reclamos pudieran atraer a otros individuos, y unos días después se comenzaba con las hembras. Se ha procurado, en la medida de lo posible, mantener el criterio del sex-ratio estimado aquí (2,36:1 a favor de los machos) para la especie (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a).

Se han prospectado todos los enclaves en los que la especie se había detectado desde 1998 y sus alrededores, así como las charcas regeneradas o de nueva creación (tabla 1). De día se ha realizado un seguimiento de la evolución de los humedales y se han buscado puestas, larvas o adultos. De noche, se ha intentado localizar ejemplares en los mismos, tanto por medio de la observación directa con los focos como, y sobre todo, por medio de escuchas. De este modo se ha estimado el número de machos cantores que se encontraba en cada enclave.

Se ha evitado, en la medida de lo posible, el contagio por hongos o la transmisión de otras enfermedades mediante la utilización de medidas profilácticas, como el empleo de guantes de látex desechables, limpieza y desinfección del material, y con el manejo adecuado de los individuos, puestas y larvas.

RESULTADOS

PLAN DE REINTRODUCCIÓN Y SEGUIMIENTO 1998-2003

Se han reintroducido por traslocación en los nuevos humedales que se iban creando, o acondicionados al efecto, individuos de todos los estadios: adultos de ambos sexos, juveniles y recién metamorfoseados, y larvas (tabla 3). En total, se han trasladado a las nuevas áreas de reproducción 1.054 machos, 350 hembras, 871 recién metamorfoseados y juveniles, y 25.245 larvas, de las cuales 5.767 provenían de la cría en cautividad de embriones (tabla 2).

Años	2000	2001	2002	2003
Nº Larvas	171	713	894	3989

Tabla 2. Nº de larvas obtenidas mediante la cría en cautividad de puestas.

En cuanto al seguimiento del Plan, el éxito reproductivo de la especie en función de la emergencia de metamorfoseados en las charcas se ha constatado en 10 humedales, y las larvas liberadas también han metamorfoseado en otros dos más. Por tanto, de 16 balsas disponibles hasta 2003, en 12 se han observado juveniles de la especie, al menos, en alguna temporada (tabla 4). Pero para un mejor análisis de resultados, pasamos a exponerlos charca a charca (figuras 9, 10 y 11).



Figuras 9, 10 y 11. Algunos de los humedales creados para la reproducción de *Hyla meridionalis* en Mendizorrotz. Charca de Etxebeste (9). Charca de Egoieta (10). Charca de Artikula aundi (11).

1. Charca de Berio:

(UTM 30TWN7995; Alt.: 55 m.)

Al comenzar el Plan de Recuperación de la especie en 1998, sólo se había creado esta charca (figura 4 y tabla 1), la cual sirvió para hacer las primeras prácticas de reintroducción de la especie (Tabla 3). Ello nos ha servido para confirmar la incidencia de la temperatura del agua en la reproducción. Mientras que las larvas liberadas lograron en su mayoría culminar con éxito la metamorfosis, no se pudo constatar reproducción de los adultos trasladados, los cuales se dispersaban en las siguientes horas a la suelta (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998c, 1999). Por ello, y conocidos los problemas de baja temperatura del agua y la colmatación con especies vegetales hidrófilas (*Typha latifolia* y *Paspalum dilatatum*), en las siguientes campañas se ha desistido en la repoblación de la charca (tabla 4).

2. Charca de Goienetxe:

(UTM 30T X: 0579575; Y: 4795705; Alt.: 85 m.)

En 2000, se quiso aprovechar la presencia de la ranita meridional en la zona de forma natural y potenciar la atracción de la balsa para los ejemplares que deambulan por la zona, con la intención de obtener un buen resultado reproductor. Para ello se llevaron individuos adultos desde las cercanas piscinas de Berio (tabla 3), tras comprobar la asistencia de manera natural a la balsa de ejemplares de ambos sexos. Es más que probable que, dada la cercanía de las piscinas de las que procedían, algunos individuos fueran trasladados en más de una ocasión (Fig. 6; ETXEZARRETA & RUBIO, 2000b).

Desde la construcción de la charca (Fig. 4 y tabla 1), la asistencia de individuos adultos de manera espontánea ha sido continua. En los sucesivos años de muestreo se han observado acoplamientos, puestas y larvas. En cuanto al número de metamorfoseados emergidos, la primera temporada fueron más abundantes, mientras que en las posteriores, los ejemplares localizados han sido exigüos (tabla 4).

Los máximos de presencia de machos reproductores reclamando se han estimado en unos 65 individuos para 2002 y 2003.

En las últimas temporadas, al haberse mantenido cerrado el suministro de agua, el nivel hídrico de la charca ha disminuido. En consecuencia, se ha reducido la profundidad y esto ha sido aprovechado por las plantas hidrófilas, con el consiguiente peligro de colmatación vegetal (AZPIROZ & SALSAMENDI, 2003; ETXEZARRETA & RUBIO, 2002c, 2003b).

CHARCA	AÑOS	1998	1999	2000	2001	2002	2003	TOTAL
Berio	88	53	30	-	-	-	-	83
	99	3	7	-	-	-	-	10
	L	200	3.023	-	-	-	-	3.223
Urteta	88	52	14	-	-	21	-	87
	99	9	12	-	-	10	-	31
	L	400	360	-	2.390	-	-	3.150
Egioleta	88	-	15	31	16	20	-	82
	99	-	2	21	1	10	-	34
	M	-	-	5	134	-	-	139
	L	-	8	959	-	-	-	967
Goienetxe	88	-	-	345	-	-	10	355
	99	-	-	81	-	-	-	81
	M	-	-	-	35	-	-	35
Arpita	88	-	-	-	12	11	-	23
	99	-	-	-	4	12	-	16
	M	-	-	35	237	-	-	272
	L	-	-	5.089	-	-	-	5.089
Munotxabal	88	-	-	-	43	23	-	66
	99	-	-	-	-	12	-	12
	M	-	-	-	118	-	-	118
Etxebeste	88	-	-	-	41	10	-	51
	99	-	-	-	20	10	-	30
	M	-	-	-	81	-	-	81
Artikula aundi	88	-	-	-	28	21	12	61
	99	-	-	-	10	11	8	29
	M	-	-	-	123	-	-	123
	L	-	-	-	4.400	-	-	4.400
Arrate	88	-	-	-	7	30	30	67
	99	-	-	-	2	13	15	30
	L	-	-	-	-	527	779	1.306
Sarikola	M	-	-	-	17	-	-	17
Anoko	88	-	-	-	2	21	34	57
	99	-	-	-	-	11	15	26
	M	-	-	-	51	-	-	51
	L	-	-	-	-	500	3.545	4.045
Egiluze	88	-	-	-	4	24	30	58
	99	-	-	-	-	11	15	26
	M	-	-	-	35	-	-	35
Iranguen	88	-	-	-	2	-	-	2
	L	-	-	-	-	-	3.065	3.065
Errotazar	88	-	-	-	-	12	50	62
	99	-	-	-	-	-	25	25
TOTAL	88	105	59	376	155	193	166	1.054
	99	12	21	102	37	100	78	350
	M	0	0	40	831	0	0	871
	L	600	3.391	6.048	6.790	1.027	7.389	25.245

Tabla 3. Resumen de las traslocaciones anuales por charca, totales por charca y totales del periodo 1998-2003 (M: recién metamorfoseados; L: larvas).

3. Estanque de Pokopandegi:

(UTM 30T X: 0579157; Y: 4795455 ; Alt. : 42 m.)

Por no ajustarse al proyecto, presenta desde su construcción (Fig. 4 y tabla 1) una serie de deficiencias a solventar, que hasta la fecha han dificultado la reproducción de la especie. Existen problemas de accesibilidad, hay escasez de vegetación acuática e hidrófila y una falta evidente de refugios para las larvas. No se ha detectado la emergencia de cohorte alguna (tabla 4).

Los máximos de presencia de machos cantores han superado la veintena en ambos años.

4. Estanque de Errotatxo:

(UTM 30T X:0579362; Y: 4799121; Alt.: 21 m.)

Por situarse en los alrededores de lo que fue el Embalse Gurelesa, único lugar donde se constató la reproducción de la especie en 1998 y donde se concentraba el 85 % de la población (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a), alberga el principal núcleo de reproducción de la zona de Igara-Berio (Fig. 4 y tabla 1). Sin embargo, a pesar del importante número de ranitas que acuden a esta balsa, que ha permitido la captura de un alto número de ejemplares adultos para traslocaciones, el éxito reproductor (emergencia de metamorfosados) ha sido bajo en 2002 y exiguo en 2003 (tabla 4).

El número máximo de machos cantores estimados ha superado el centenar en ambas temporadas, siendo mayor en 2003.

En ambos años, se ha constatado la presencia de abundantes depredadores de la especie, en especial ninfas de libélula, que hacen presa fácil de las larvas del anfibio (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a, 2000b, 2001c, 2002c y 2003b). A esto hay que añadir que ha habido sueltas incontroladas de peces, carpas, carpines y anguilas. A lo largo de 2003 se han podido observar centenares de ellos, los cuales han limitado en buena medida el éxito reproductivo de *Hyla meridionalis* en este humedal.

5. Charca de Munotxabal:

(UTM 30T X:0579432; Y: 4794610; Alt.: 60 m.)

Dada la escasa distancia existente entre esta charca y el núcleo preexistente de Igara (Fig. 4 y tabla 1), se esperaba la colonización espontánea de la misma, por lo que en un principio se desestimó la traslocación de individuos. Posteriormente se decidió reforzar el núcleo ya constituido.

Se ha producido una colonización espontánea del enclave, la cual ha tratado de reforzarse por medio de repoblaciones (tabla 3). En los tres años se han constatado indicios de reproducción, habiéndose observado amplexus, puestas

Año	Nº	Espontáneos	Traslocaciones	Indicios reproduct.	Larvas	Metamorficos
1998	3	B, Gu	B, U	Gu	Gu, B, U	Gu, B, U
1999	4	B, Gu, U	B, U, Et	Gu	Gu, B, U, Et	Gu, B, U
2000	6	B, G, Gu, U, Et,	G, A, Et	G, Gu, U, Et	G, GU, A, U,	G, Gu, A, U
2001	12	B, G, Gu, M, A, U, Et, Aa	G, M, A, Eb, U, Et, Aa, At, S, Ak, Eg, I	G, GU, M, A, Eb, U, Et, Aa,	G, Gu, M, A, Eb, U, Et, Aa	G, Gu, M, A, Eb, U, Aa
2002	15	B, G, P, Ex, M, A, Eb, U, Et, Aa, Eg	M, Ez, A, Eb, U, Et, Aa, At, Ak, Eg	G, P, Ex, M, A, Eb, U, Et, Aa, Ak, Eg	G, P, Ex, M, A, Eb, U, Et, Aa, At, Ak,	G, Ex, M, A, Eb, U, Aa, At, Ak
2003	15	B, G, P, Ex, M, EZ, A, Eb, U, Et, Aa, At, S, Ak, Eg	G, Ez, Aa, At, Ak, Eg, I	G, P, Ex, M, Ez, A, Eb, U, Et, Aa, At, Ak, Eg	G, P, Ex, M, Ez, A, Eb, Aa, At, Ak, Eg, I	G, Ex, A, Aa, At, Ak, Eg, I

Tabla 4. Resumen de los resultados del Plan de Reintroducción en el periodo 1998-2003. "Nº" se refiere a el número de humedales disponibles en ese año, donde la especie acudía espontáneamente o donde se ha introducido. Las abreviaturas se corresponden a las charcas: B=Berío; G=Goienetxe; P=Pokopandegi; Gu=Gurelesa; Ex=Errotatxo; M=Munotxabal; Ez=Errotazar; A=Arpita; Eb=Etxebeste; U=Urteta; Et=Egioleta; Aa=Artikula aundi; At=Arrate; S=Sarikola (Aginaga); Ak=Anoko; Eg=Egiluze; I=Iranguen.

y larvas de unos pocos días. A pesar de haberse encontrado en las tres temporadas señaladas larvas en estadios avanzados de desarrollo, en 2003 han sido escasas, por lo cual no ha sido posible localizar recién metamorfoseados en la última temporada. Es especialmente destacable la emergencia de jóvenes ranitas producida en 2002 (tabla 4).

Los mayores coros, que han superado la veintena de individuos en las tres temporadas, en la última han llegado al medio centenar, aún sin haberse realizado en esta campaña reintroducción alguna. Esto contrasta con el exiguo éxito reproductor de la citada campaña.

La reducción del nivel hídrico de esta charca en las últimas temporadas ha supuesto el desarrollo exagerado de *Typha latifolia*, con el peligro de colmatación que ello conlleva (AZPIROZ & SALSAMENDI, 2003; ETXEZARRETA & RUBIO, 2001c, 2002c, 2003b).

6. Charca de Errotazar:

(UTM 30T X:0577982; Y: 4794251; Alt.: 31 m.)

De reciente construcción (Fig. 4 y tabla 1) y sin asentar, sólo ha presentado condiciones óptimas para la reproducción de la especie en la última temporada. Ha habido presencia espontánea de individuos adultos de ambos sexos, se han observado acoplamiento y localizado puestas. Sin embargo, a pesar de haber detectado larvas desarrolladas, el éxito reproductor ha debido ser exiguo y no se han observado recién metamorfoseados (tabla 4).



Figuras 12 y 13.
Dos ranitas en amplexus (12). Grupo de huevos perteneciente a una puesta de *Hyla meridionalis* (13).

El máximo de machos cantores se estima que ha superado los 14 ejemplares en 2003.

7. Charca de Arpita:

(UTM 30T X:0578880; Y: 4794066; Alt.: 35 m.)

En Arpita (figura 3) las repoblaciones efectuadas el primer año, exclusivamente con larvas y juveniles recién metamorfoseados, tenían la finalidad de conocer el tiempo que necesitan los jóvenes recién emergidos para convertirse en ejemplares adultos reproductores (tabla 3).

Gracias a las traslocaciones de larvas realizadas en 2000, se ha podido constatar entre otras cosas la efectividad de este sistema, ya que un gran número de ellas culminaron la metamorfosis y acudieron a reproducirse la siguiente temporada de manera espontánea (Fig. 4 y tabla 1). El éxito reproductor, entendido como emergencia de metamorfoseados, fue especialmente alto en las temporadas 2000 y 2001, si bien en la primera las larvas procedían de traslocaciones. Debido a diferentes razones, el éxito en los dos últimos años ha sido sensiblemente menor, dándose además unas emergencias muy espaciadas en el tiempo que han dificultado enormemente la localización de las pequeñas ranitas (tabla 4).

La máxima afluencia de machos cantores al enclave ha pasado de los 60 estimados para 2001 a los más de 200 ejemplares que reclamaban en 2003.

Se ha detectado la presencia de, al menos, un pez rojo (*Carassius auratus*) y de una pareja de cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*), provenientes de introducciones incontroladas.

8. Charca de Etxebeste:

(UTM 30T X:0577982; Y: 4794802; Alt.: 65 m.)

Tras la construcción de la misma (Fig. 4 y tabla 1), se efectuaron traslocaciones los dos primeros años (tabla 3). En 2003, se ha desestimado repoblar el área con más individuos al ser numerosos los individuos que acudían de manera espontánea.

La idoneidad de la charca ha quedado de manifiesto por la efectividad de las traslocaciones, tras las cuales los individuos liberados no sólo han permanecido en el enclave, sino que además se han reproducido de manera efectiva. El mayor número de recién metamorfoseados se ha observado en 2001, siendo mucho menor en 2002. En la última campaña, la emergencia de los juveniles ha debido ser exigua y espaciada en el tiempo, ya que, a pesar de haberse observado larvas en

estadios avanzados de desarrollo, no se ha localizado ningún ejemplar.

Paradójicamente, los coros más numerosos se han escuchado en la campaña 2003, llegándose a estimar en más de 60 el número de machos que reclamaban a la vez.

Se han detectado problemas de eutrofización en las primeras campañas, debido a filtraciones de aguas residuales a la regata que abastece la charca. Ello ha supuesto prácticamente la colmatación de la superficie del humedal por algas filamentosas (figura 9).

9. Charca de Urteta:

(UTM 30T; X:0577427; Y: 4794159; Alt.: 135 m.)

Aunque de origen artificial (Fig. 4 y tabla 1), había conocido en sus orígenes la presencia de *Hyla meridionalis* en la zona y, dadas sus características, se decidió proceder a la reintroducción de la especie (tabla 3). Sin embargo, filtraciones inesperadas produjeron la desecación de la balsa en el verano de 1999. A pesar de los intentos de mejora del vaso, el nivel de agua ha sido extremadamente fluctuante, afectando directamente al asentamiento y evolución de la población reintroducida.

Se ha constatado, en los sucesivos años, la aceptación del humedal por parte de la especie. Al menos, una buena parte de los individuos trasladados han acudido a la balsa cuando ésta tenía agua. En las dos primeras campañas, las larvas liberadas han concluido en importante número la metamorfosis. Las filtraciones en el vaso han desecado las puestas, produciéndose una alta mortalidad de larvas. En este sentido, cabe destacar los casos de las temporadas 2000 y 2003. Sin embargo, la campaña de 2002, a pesar de los problemas existentes, el éxito reproductivo fue especialmente reseñable debido a unas extraordinarias precipitaciones (tabla 4).

Los cantos de la especie han estado también condicionados por el nivel hídrico de la charca, pero se han producido anualmente desde la primera repoblación de 1998. Los mayores coros han superado en numerosas ocasiones la veintena de machos.

10. Charca de Egioleta:

(UTM 30T X:0576771; Y: 4794449; Alt.: 140 m.)

Las primeras traslocaciones, efectuadas en 1999 (tabla 3), fueron tardías y escasas, por lo cual no pudo constatarse éxito reproductivo. La

naturalización progresiva de la charca, lejos de traer estabilidad al núcleo que se pretendía formar, ha producido la aparición de filtraciones en el vaso que hacen fluctuar el nivel hídrico. Aunque no llega a secarse del todo, en estiaje la profundidad de la charca es escasa y ello provoca la colmatación vegetal del enclave (Fig. 4 y tabla 1).

La reducida masa de agua ha mantenido una gran densidad de predadores de las larvas de la especie, especialmente en 2000. Quizá debido a que el nuevo biotopo se había construido el año anterior, era muy alto el número de ninfas de libélula y las larvas liberadas en esa campaña desaparecieron en unas pocas jornadas (ETXEZARRETA & RUBIO, 2000b).

En ninguna temporada se ha podido constatar la emergencia de metamorfoseados (tabla 4), ni tan siquiera en 2001, cuando se constataron acoplamientos, puestas e incluso se localizaron larvas con un alto grado de desarrollo (ETXEZARRETA & RUBIO, 2001c).

Tanto en 2001, como en 2002, se ha llegado a escuchar a 20 machos cantando a coro. En la última campaña, las pésimas condiciones hídricas han condicionado claramente la asistencia de individuos adultos, habiéndose escuchado esporádicamente cantos, en cuyos coros no participaban más de 6 machos de la especie (figura 10).

11. Charca de Artikula aundi:

(UTM 30T X:0576385; Y: 4794274; Alt.: 196 m)

En 2001, tras comprobar la colonización espontánea del nuevo enclave creado (tabla 4 y figura 11), probablemente por individuos provenientes de traslocaciones anteriores en las cercanas charcas de Urteta y Egioleta (Fig. 4 y tabla 1), se ha intentado consolidar el área de reproducción por medio de reintroducciones. En aquella y en las dos siguientes temporadas se ha logrado que la especie produjera cohortes sucesivas de metamorfoseados. El éxito reproductivo en el humedal constata la efectividad de las repoblaciones efectuadas con larvas en 2001 y con adultos en las tres campañas (tabla 3). Tanto en 2002 como en 2003, la emergencia de las jóvenes ranitas se ha espaciado en el tiempo y no ha sido masiva, por lo que el número de ejemplares encontrados en los muestreos no ha sido muy elevado.

Los mayores coros han superado los 25 individuos en 2002, mientras que en 2003 han rondado la quincena de machos.

12. Charca de Arrate:

(UTM 30T X:0575207; Y: 4793627; Alt.: 164 m.)

Esta charca ha sufrido varias remodelaciones desde su construcción (Fig. 4 y tabla 1), las cuales han condicionado la reintroducción de la especie en el enclave (tabla 3).

En las primeras campañas de reintroducción, no se ha detectado la presencia espontánea de la especie y a pesar de las traslocaciones realizadas no se ha podido constatar la reproducción de la ranita. En 2003, algunos de los ejemplares liberados en temporadas anteriores han acudido de manera espontánea y además se han observado acoplamientos, puestas, larvas y juveniles recién metamorfoseados. En los dos últimos años, con mayor o menor éxito, las larvas liberadas en la charca han conseguido finalizar la metamorfosis (tabla 4).

Los machos reclamantes han rondado las dos últimas temporadas los 6 individuos. En 2003, en varias ocasiones se ha llegado a observar a una veintena de ejemplares en la charca, tras las traslocaciones.

13. Embalse de Koskoilo (Aginaga):

(UTM 30T X:0573526; Y: 4793027; Alt.: 81 m.)

A pesar de la idoneidad aparente del enclave para los anfibios, la alta presencia de predadores alóctonos de la especie (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a), como *Carassius auratus* y *Procambarus clarkii*, hace inviable por el momento el asentamiento de un núcleo reproductor de ranitas meridionales (Fig. 4 y tabla 1). Los 17 recién metamorfoseados liberados por la empresa Ekos (EKOS, 2001b), parece que tenían el objeto de probar la viabilidad de posibles repoblaciones posteriores (tabla 3).

No se ha constatado la reproducción de los ejemplares de *Hyla meridionalis* liberados en 2001, ni tampoco la de otras especies de anfibios. En 2003, se ha escuchado a un macho de ranita meridional reclamando ocasionalmente desde la orla de vegetación del embalse (tabla 4).

14. Charca de Anoko:

(UTM 30T X:0571590; Y: 4793231; Alt.: 95 m.)

Este pequeño depósito de hormigón preexistente al Plan, ha permitido la reintroducción de la especie en la parte occidental de Mendizorrotz (Fig. 4 y tabla 1).

Se ha constatado el éxito reproductivo de los adultos traslocados en 2002 y 2003 (tabla 3),

observándose juveniles en ambas temporadas (figura 14). Asimismo, las larvas liberadas han finalizado la metamorfosis en un importante número (tabla 4).



Figura 14. Recién metamorfoseado de *Hyla meridionalis*.

En 2002 se escucharon hasta 7 machos cantando a la vez, mientras que el máximo para 2003 ha sido de 5 individuos reclamando.

15. Charca de Egiluze:

(UTM 30T X:0574757; Y: 4794700; Alt.: 215 m.)

Hasta la fecha es la única charca construida en la ladera norte de Mendizorrotz (Fig. 4 y tabla 1).

La especie parece aceptar el enclave, ya que a pesar del número escaso de individuos liberados en 2001 y del grave incendio provocado, a primeros de 2002, que ha arrasado el área de la charca, se ha podido constatar la presencia espontánea de individuos. En los dos últimos años ha habido indicios de reproducción, habiéndose observado amplexus, puestas e incluso alguna larva. Sin embargo, el éxito reproductivo ha debido ser bajo, habiéndose detectado escasos recién metamorfoseados solamente en 2003 (tabla 4).

En 2003, tras las traslocaciones, se han escuchado coros de hasta una quincena de machos.

16. Charca de Iranguen:

(UTM 30TWN7595)

Esta charca preexistente y susceptible de importantes mejoras, que se sitúa entre unos pinos y cercana a un caserío en ruinas, no consigue retener el agua de forma suficiente (Fig. 4 y tabla 1). Aunque puede alcanzar un área de unos quince metros cuadrados, su extensión se llega reducir a dos metros cuadrados, con una profundidad de escasamente 30 centímetros. Por esta razón, se había desestimado realizar traslocacio-

nes hasta esta última temporada (EKOS, 2001b; ETXEZARRETA & RUBIO, 2003b). En 2003, sólo unas pocas decenas de larvas de las introducidas han finalizado la metamorfosis, ya que la charca se ha secado (tabla 4). En estas condiciones, han tenido que acelerar el proceso y la escasez de agua ha aumentado enormemente la predación de los renacuajos.

17. Charca de las Dunas de Orio (Ikastola Zaragueta): (UTM 30TWN7193)

La construcción de esta charca se inició en julio de 2002 (Fig. 4 y tabla 1). Tras el verano de 2003 se ha procedido a la impermeabilización del vaso y se ha colocado la valla perimetral. Será necesario realizar alguna mejora en este nuevo enclave, con la finalidad de adecuarlo para las próximas temporadas reproductoras.

CONCLUSIONES

En el periodo 1998-2003 se han dado los primeros pasos para la recuperación de *Hyla meridionalis* en Mendizorrotz. El Plan de Reintroducción de la Ranita Meridional en el Macizo, incluido en el Plan de Gestión, prevé la construcción de una red de charcas a lo largo de toda el área de distribución conocida para la especie. En este sentido, dadas las características del terreno y las condiciones del medio, parece del todo acertado el planteamiento de una estructura metapoblacional. Además, la conocida y, en estas campañas, demostrada capacidad colonizadora de la especie, similar a la de *H. arborea* (NÖLLERT & NÖLLERT, 1995; SALVADOR & GARCIA PARIS, 2001), permite el trasiego de individuos entre las charcas, potenciando el flujo génico y reduciendo los riesgos de elevada consanguinidad que existían anteriormente al concentrarse la población en un único enclave. Asimismo, disminuye el riesgo de accidentes e infecciones para la población, antes reunida alrededor de una única área de reproducción. De todo ello deriva el relativo éxito de las medidas adoptadas hasta la fecha.

Mientras la Primera Fase del Plan de Reintroducción está cerca de completarse, la Segunda Fase está ya en ejecución, aunque, por diferentes razones, el proceso de creación de nuevas charcas ha sufrido una importante ralentización. Se han construido un total de 13 charcas, se ha intentado mejorar una preexistente y se ha dispuesto de 3 humedales más en todo Mendizorrotz. De estos 17 enclaves, 11 se encuentran en la parte suroriental de Mendizorrotz

(Primera Fase del Plan). Se ha producido una espectacular colonización natural de las charcas, pero en algunos casos también han aparecido problemas de filtraciones y colmatación vegetal principalmente. Ello nos indica que los nuevos biotopos presentan todavía procesos muy dinámicos que hacen necesario un seguimiento exhaustivo de los mismos.

Continuando con el manejo del hábitat, el Plan de Revegetación ha contribuido enormemente a la naturalización de los humedales, hasta el punto de hacer dudar sobre el origen artificial de algunas de las charcas. Además, se ha comprobado la importancia para esta especie de la vegetación acuática y de orla, ya apuntada para las ranitas por diferentes autores (TEJEDO & REQUES, 2001; GARCÍA *et al.*, 1987; ETXEZARRETA & RUBIO, 2002b).

La asistencia habitual de la ranita meridional a las piscinas del área de estudio, nos ha proporcionado un importante número de ejemplares adultos para las reintroducciones. El manejo de la especie realizado anualmente en las piscinas de Berio ha supuesto obtener un gran número de larvas, criadas en condiciones de semicautividad y cautividad, que luego han sido liberadas con gran éxito. Las condiciones controladas en las que se han desarrollado los renacuajos han reducido enormemente el riesgo de predación y la competencia interespecífica, siendo la capacidad de carga del medio, derivada de la propia densidad de larvas, el principal factor limitante para la especie. Sin embargo, en un futuro, cuando la red de charcas sea completada y esté repoblada, se debería minimizar el peligro que suponen las piscinas para los anfibios fuera de la temporada de baños, ya que constituyen verdaderas balsas trampa (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a).

Las traslocaciones realizadas en las diferentes campañas han sido muy efectivas en la mayoría de los casos. Los adultos traslocados, no sólo se han mantenido en buen número en las charcas en las que han sido liberados, sino que en años posteriores han reaparecido de manera espontánea en los mismos. Esto ha ocurrido en 12 de los 14 enclaves repoblados con la especie. Pero es que además, en 11 de ellos, se han observado acoplamientos, puestas y larvas en estadios avanzados de desarrollo. En cuanto a los renacuajos, se han introducido en 8 charcas, siendo muy elevado el número de recién metamorfoseados detectados a posteriori en dichos biotopos. La excepción corresponde a la charca de Egioleta en 2000, ya que la alta densidad de ninfas de libélula, *Anax*

imperator principalmente, hizo indetectable la emergencia de jóvenes ranitas (ETXEZARRETA & RUBIO, 2000b).

En las charcas de Goienetxe, Errotatxo, Pokopandegi y Munotxabal, se ha producido una colonización natural y espontánea por parte de la especie, especialmente destacable en los dos primeros enclaves. Este resultado era esperado, ya que dichos enclaves se sitúan en la zona de Berio-Igara, donde anteriormente a la puesta en marcha del Plan existían sendos núcleos.

El éxito reproductivo de la especie (emergencia de metamorfoseados) en las charcas, en el 75% de ellas al menos en algún año, ha estado muy condicionado por factores abióticos como la temperatura y las precipitaciones, y bióticos como la depredación. Se ha podido observar que la densidad de ninfas de libélula es, en muchos casos, inversamente proporcional a la de larvas de anfibios. Es más que probable que la estabilización de los biotopos en el futuro, traiga la regulación intra e interespecífica de las biocenosis que los habitan, ya que las condiciones actuales favorecen claramente a las especies con mayor capacidad colonizadora.

Pero, sin duda, lo más preocupante es la introducción incontrolada de especies alóctonas en las charcas, como cangrejos y carpines, ya que ésta ha sido en el pasado una de las causas de la regresión de la especie en Gipuzkoa (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998a). Se han de tomar medidas para la erradicación en las balsas de Errotatxo y Arpita de dichas especies introducidas y se debería emprender una campaña de concienciación social, para evitar que en un futuro dichas acciones se repitan. Esto es especialmente significativo, si atendemos al hecho de que actualmente esas charcas acogen los dos núcleos reproductores más importantes del macizo de Mendizorrotz. Efectivamente, en ambos enclaves la estima de machos cantores realizada mediante escuchas ha superado ampliamente en sus máximos el centenar de individuos, llegando en Arpita a sobrepasar en 2003 los 200 ejemplares reclamando a la vez.

Sobre el núcleo de Igara, tras varios años de exiguo éxito reproductivo, las condiciones en las que se encontraba el embalse de Gurelesa en 2000 y 2001 supusieron un importante aporte de jóvenes a la población. A la hora de analizar los datos obtenidos en este núcleo, debemos tener en cuenta el enorme impacto que las obras de Neinor han debido suponer, sobre lo que era el viejo embalse. El efecto negativo de las mismas no es medible, pero es probable que muchos individuos

hayan muerto aplastados durante los desmontes y movimientos de tierra, y con el continuo trasiego de vehículos. Además, el propio talud creado ha supuesto un riesgo para los individuos de la especie, produciéndose caídas por el mismo. Se han detectado en numerosas ocasiones ejemplares adultos con rozaduras y heridas, y se han localizado varios individuos con alguna amputación o con algún miembro fracturado. Las obras han podido suponer una importante fuente de estrés para los ejemplares de este núcleo. Es más que probable que hayan incidido en el éxito reproductor en este enclave. A pesar de todo lo anterior (obras, tráfico rodado y depredadores alóctonos), la charca de Errotatxo sigue acogiendo una población reproductora importante, que constituye el principal grupo que sustenta al núcleo de Igara.

Queda en evidencia la necesidad de completar la red de charcas a lo largo de todo Mendizorrotz. Para ello se han de solventar los problemas existentes en algunas de las charcas de la Primera Fase. Así se hace imprescindible la remodelación de las charcas de Berio, Urteta y Egioleta, así como la mejora de las de Goienetxe, Pokopandegi y Munotxabal. Además, se ha de intensificar la creación de nuevas áreas para la reproducción de la ranita en la parte occidental y en la cara norte del Macizo, ya que de otra manera los pequeños núcleos reproductores creados estarían abocados a la desaparición. En este sentido, la recuperación del embalse de Aginaga, dado su tamaño y características, podría suponer un importante impulso en la propia recuperación de la especie.

La población de ranita meridional de Mendizorrotz presenta indicios de haberse estabilizado e incluso de estar recuperándose. Sin embargo, a pesar de las 6 campañas de seguimiento, los datos que se poseen no son suficientes debido a que los nuevos biotopos y sus correspondientes núcleos, en su mayoría, aún no se han estabilizado. Por tanto, todavía es pronto para conocer si estos resultados optimistas tienen que ver con fluctuaciones naturales que se producen en la dinámica de las poblaciones o si, por el contrario, son consecuencia del trabajo realizado con la especie en años anteriores, como a priori se podría deducir. Ello implica que en el futuro ha de seguirse la evolución del hábitat de la especie y su población durante una serie larga de años.

AGRADECIMIENTOS

Los autores del estudio agradecen al Departamento de Agricultura y Medio Ambiente de la Diputación Foral de Gipuzkoa, que subvencionó el estudio.

Mención expresa al herpetólogo Alberto Gosá por la revisión de textos y el asesoramiento prestado durante la realización del trabajo. A la Asociación Naturalista Haritzalde, la cual ha participado aportando datos y ayudando en el acondicionamiento de las balsas para la reproducción.

BIBLIOGRAFÍA

AZPIROZ, M. & SALSAMENDI, E.

2003 "*Hegoaldeko zuhaitz-igelaren (Hyla meridionalis) ugal-putzuetako landaredia (2002 urtea)*". S.C.Aranzadi. Inédito.

BARBADILLO, L.J., LACOMBA, J.I., PEREZ-MELLADO, V., SANCHO, V., LOPEZ-JURADO, L.F.

1999 *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. GeoPlaneta, Barcelona.

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).

EKOS

2001a *Seguimiento de las nuevas charcas*. Plan de Gestión de la Ranita Meridional (*Hyla meridionalis*, Boettger, 1874). Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 63 pp. Inédito.

EKOS

2001b *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, 122 pp. Inédito.

EKOS

2002 *Programa de Seguimiento 2002*. Plan de Gestión de la Ranita Meridional (*Hyla meridionalis*, Boettger, 1874). Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 118 pp. 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.

2000a *Proyecto del Plan de Reintroducción de la ranita meridional (Hyla meridionalis) en Mendizorrotz, Primera Fase (año 2000)*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 8 pp. Inédito.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X.

2000b *Plan de Reintroducción de la ranita meridional (Hyla meridionalis) en Mendizorrotz, Primera Fase (año 2000)*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 17 pp. Inédito.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X.

2001a *Proyecto del Plan de Reintroducción de la ranita meridional (Hyla meridionalis) en Mendizorrotz, año 2001*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 8 pp. Inédito.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X.

2001b *Actuaciones del Plan de Reintroducción de la ranita meridional (Hyla meridionalis) en Mendizorrotz, año 2001*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 7 pp. Inédito.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X.

2001c *Plan de Reintroducción de la ranita meridional (Hyla meridionalis) en Mendizorrotz, Primera Fase (año 2001)*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Departamento de Agricultura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa, 40 pp. Inédito.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X.

2002a *Proyecto de Actuaciones del 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, 15 pp. Inédito.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X.

2002b *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.

2002c *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.

2003a *Proyecto de Actuaciones del 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, 31 pp. Inédito.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X.

2003b *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. Inédito.

GARCÍA, C., SALVADOR, A. & SANTOS, F.J.

1987 *Ecología reproductiva de una población de Hyla arborea en una charca temporal de León (Anura: Hylidae)*. *Rev. Esp. Herp.* 2: 33-47.

GARCÍA PARIS, M.

1997 *Hyla meridionalis* Boettger, 1874. En: GASC, J.P. (Ed.). *Atlas of Reptiles and Amphibians of Europe*. Societas Europaea Herpetologica. París, pp. 126-127.

GOBIERNO VASCO

1996 Decreto 167/1996, de 9 de Julio, por el que se publica el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina (*B.O.P.V.* nº 140, de 22.07.96).

NÖLLERT, A. & NÖLLERT, C.

1995 *Los anfibios de Europa. Identificación, amenazas, protección*. Omega, Barcelona.

SALVADOR, A. & GARCIA-PARIS, M.

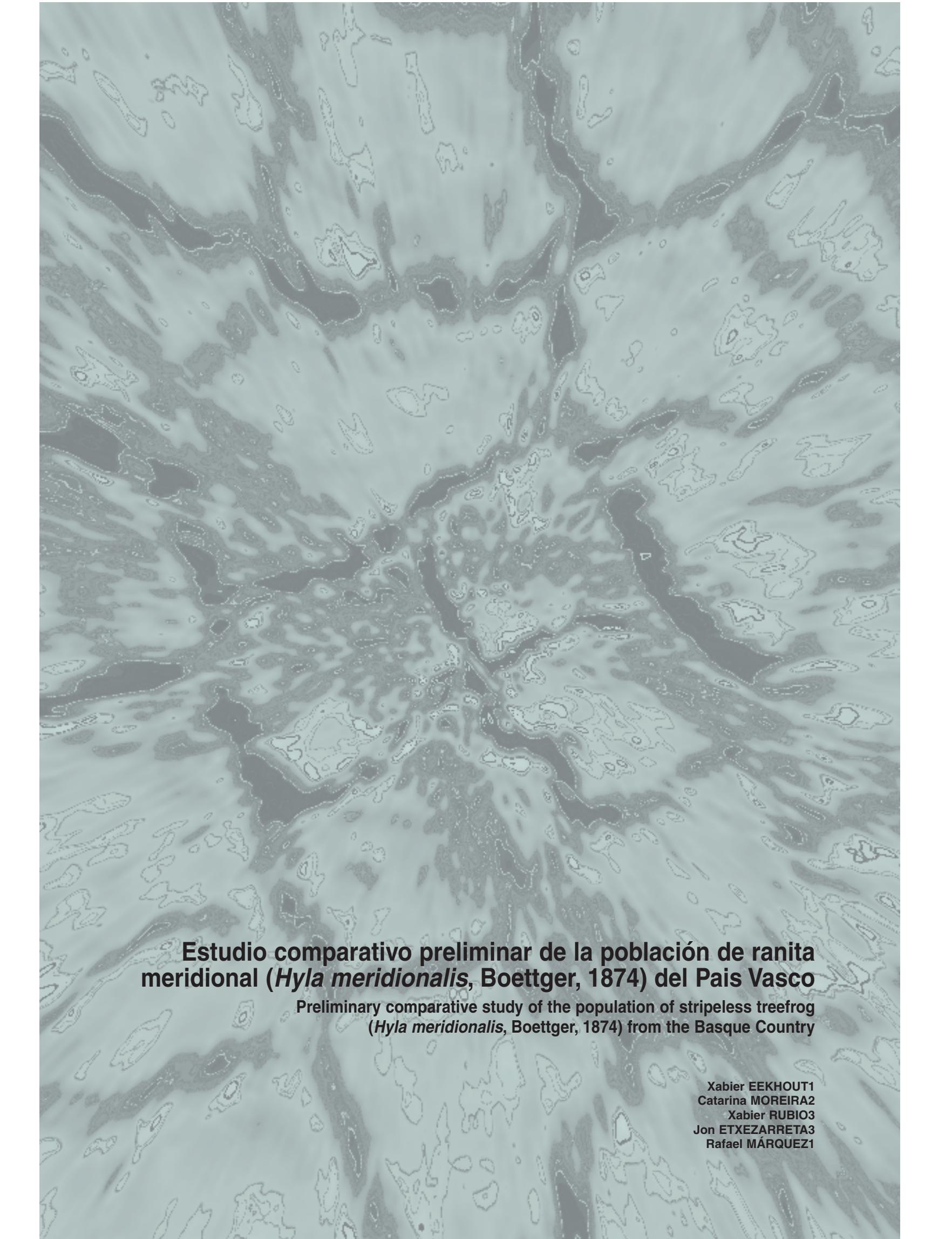
2001 *Anfibios españoles*. Canseco, Talavera de la Reina.

TEJEDO, M & REQUES, R.

2001 *Hyla meridionalis* En: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España* (PLEGUEZUELOS, J.M., MARQUEZ, R., LIZANA, M., eds). Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid: 106-107.

Foto: Xabier Rubio





Estudio comparativo preliminar de la población de ranita meridional (*Hyla meridionalis*, Boettger, 1874) del País Vasco

Preliminary comparative study of the population of stripeless treefrog (*Hyla meridionalis*, Boettger, 1874) from the Basque Country

Xabier EEKHOUT1
Catarina MOREIRA2
Xabier RUBIO3
Jon ETXEZARRETA3
Rafael MÁRQUEZ1

Estudio bioacústico comparativo preliminar de la población de ranita meridional (*Hyla meridionalis*, Boettger, 1874) del País Vasco

Preliminary comparative bioacustical study of the population of stripeless treefrog (*Hyla meridionalis*, Boettger, 1874) from the Basque Country

GAKO HITZAK: Anfibioak, *Hyla meridionalis*, bioakustika, araldiko deia, populazioen arteko aldeak, Euskal Herria.

PALABRAS CLAVE: Anfibios, *Hyla meridionalis*, bioacústica, llamada de apareamiento, diferencias poblacionales, País Vasco.

KEY WORDS: Amphibians, *Hyla meridionalis*, bioacustics, breeding call, population differences, Basque Country.

Xabier EEKHOUT1
Catarina MOREIRA2
Xabier RUBIO3
Jon ETXEZARRETA3
Rafael MÁRQUEZ1

LABURPENA

Mendizorrotzeko (Gipuzkoa) *Hyla meridionalis* espeziearen populazioak duen araldiko deiari atariko azterketa egin zaio eta deia horiek Portalegreko (Portugal) *H. meridionalis*-en populaziokoekin alderatu dira. Ez zen alde aipagarriarik aurkitu frekuentzia nagusietan, baina bai deien iraupenean zein dei bakoitza osatzen duten pultsu kopuruan. 15°C-tan indibiduo bakoitzaren iraupen balioak eta esperotako pultsu kopurua erregresio zuzen baten bitartez kalkulatu ziren, eta ezberdintasun adierazgarriak aurkitu ziren. Temperatura berdinean, Gipuzkoako *H. meridionalis*-ek, Portugalekoek baino dei motzagoak eta pultsu gutxiagokoak erakusten dituzte. Emaitza hori Mendizorrotzeko populazioak bizi duen isolamenduaren ondorioa izan liteke, baina bi populazioen koroak grabatzerakoan erabili ziren metodologia nahiz grabaketa ekipoa oso ezberdinak zirelako ondorioa ere izan liteke. Euskadiko populazioetan inguruneke zarata zela eta, direkzio-mikrofonoren erabilera ezaren ondorioz, kasu batzuetan deien iraupen eta pultsu kopuruaren neurketa zehatzik egitea oso zaila gertatu zen.

SUMMARY

A limited, preliminary sample of the advertisement calls of the relictual population of *Hyla meridionalis* in Mendizorrotz Mountain, (Gipuzkoa, Basque Country, Spain) was studied and compared with the advertisement calls from a population of Portalegre in Portugal. No significant differences were found in call dominant frequency. Call duration and number of pulses per call (corrected by temperatures and calculated at 15°C) were significantly different between populations. The population of Gipuzkoa had shorter calls and less pulses per call at the same air temperature. These results may reflect population differences due to the relictual status of *H. meridionalis* in Gipuzkoa. Although an alternative explanation can be that the results are an artefact due to the fact that the recordings from Euskadi had higher background noise levels due to the characteristics of the recording equipment used and that pulses at the beginning and end of the call, with less amplitude, may be masked by the noise.

RESUMEN

Se ha estudiado de manera preliminar la llamada de apareamiento de *Hyla meridionalis* de la población relicta en torno al monte Mendizorrotz, Gipuzkoa, y se ha comparado con llamadas de *H. meridionalis* de una población de Portalegre, Portugal. No se encontraron diferencias significativas en la frecuencia dominante, pero sí en la duración de las llamadas y en el número de pulsos que componen cada llamada. Mediante una recta de regresión se calcularon los valores de duración y número de pulsos esperados para cada individuo a 15°C, y se encontraron diferencias significativas. Las *H. meridionalis* de Gipuzkoa presentan llamadas más cortas y con menos pulsos que las de Portugal a igual temperatura. Estos resultados se pueden deber a diferencias poblacionales debidas al aislamiento de las del monte Mendizorrotz aunque otra posible explicación puede ser que las diferencias se deban al hecho de que la metodología y equipo de grabación utilizado en la grabación de los coros era distinto en las dos poblaciones. En las poblaciones de Euskadi, al no disponer de un micrófono direccional resultó difícil en algunos casos tomar medidas exactas de duración y número de pulsos debido al ruido de fondo.

1. Fonoteca Zoológica, Dept. Biodiversidad y Biología Evolutiva Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), José Gutiérrez Abascal 2, 28006, Madrid
2. Departamento de Biología Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande LISBOA
3. Departamento de Vertebrados. S. C. Aranzadi Z. E. Alto de Zorroaga s/n. 20014 SAN SEBASTIÁN

INTRODUCCIÓN

La ranita meridional, *Hyla meridionalis*, Boettger, 1874, es una de las dos especies de la familia *Hylidae* presentes en España. Tiene una distribución muy fragmentada que incluye el noroeste de África, las Islas Canarias, Menorca, Madeira, la Península Ibérica, el Sur de Francia y Noroeste de Italia (TEJEDO & REQUES, 2002). En la península se diferencian dos núcleos principales que se hayan aislados entre si. El primero se ubicaría en el cuadrante suroccidental de la península y el segundo en el extremo nororiental, en Cataluña. Este segundo núcleo se adentraría hasta el sur de Francia y norte de Italia. Además en la Península se encuentra una población aislada en Gipuzkoa. Esta población relictica se encuentra situada en torno al monte Mendizorrotz cuyo cordal se extiende 10 km, discurriendo en paralelo a la costa Cantábrica (ver ETXEZARRETA & RUBIO 1998b). Se diferencian dos núcleos principales de la población: Igara y Berio, con un total de diez piscinas en las que se ha confirmado la presencia de la especie. Estos dos núcleos provienen originalmente un antiguo núcleo único que hace unas décadas habría ocupado la zona de Ibaeta-Igara, pero que se ha reducido debido a las presiones urbanísticas que han destruido parte del hábitat reproductivo de la especie. Debido a esta situación la población podría ser considerada como la más amenazada de España (GARCÍA PARÍS, 1997). Esta crítica situación ha propiciado que se incluyera en el "Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina", Decreto 167/1996, de 9 de julio (BOPV Num. 140, de 22.07.96). De hecho la ranita meridional esta considerada como el único anfibio en peligro de extinción de la Comunidad Autónoma Vasca (ETXEZARRETA & RUBIO 1998).

En 1999 la Diputación Foral de Gipuzkoa publicó como Orden foral de 10 de noviembre de 1999 el Plan de Gestión de la ranita meridional en el Boletín Oficial de Gipuzkoa Num. 221, 18 noviembre 1999, pp. 16797-16802 (MÁRQUEZ & LIZANA, 2002). Como parte de un estudio preliminar al Plan de Gestión se llevó a cabo un trabajo para conocer la biología reproductora y el estado de conservación de la población de *H. meridionalis* (ETXEZARRETA & RUBIO 1998b) y durante la toma de datos se realizaron grabaciones de coros. El canto o llamada de apareamiento de *H. meridionalis* ya ha sido descrito anteriormente con individuos del sur de Francia (PAILLETTE, 1969) y se postula que pudo existir contacto entre la población relictica del Medizorrotz y la población

asentada actualmente en el País Vasco francés (Hasparne) y las Landas (PAILLETTE, 1989).

En el presente trabajo se lleva a cabo la comparación de una muestra preliminar de llamadas de *H. meridionalis* de la población de Guipúzcoa (UTM 30TWN79 – 30TWN89) con las llamadas de *H. meridionalis* de Portalegre, Portugal (UTM 29SPD37), perteneciente al núcleo suroccidental de la península. Para ello se han tomado medidas de la frecuencia dominante, la duración de cada llamada y el número de pulsos que la componen.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las grabaciones de *Hyla meridionalis* en Euskadi fueron obtenidas por el tercer y cuarto autor en los meses de mayo y junio de 1998. Utilizando una grabadora Sanyo Modelo 1010 con control de volumen automático y micrófono incorporado, se tomaron muestras de coros de machos. Posteriormente en el laboratorio de la Fonoteca Zoológica del Museo Nacional de Ciencias Naturales las grabaciones fueron digitalizadas en un ordenador Macintosh G4 a 44.1 KHz y 16 bits mediante una tarjeta digitalizadora Delta 66 de M-Audio y utilizando el software Peak 2.6 de Bias Inc. De las grabaciones se aislaron 10 cantos, cada uno perteneciente a un macho, de cada localidad y día cuándo fue posible. En total de esta población se aislaron cantos de 5 localidades, 2 del núcleo de Berio y el resto del de Igara, con una de las localidades del núcleo de Berio repetida en 2 días distintos y otras cuatro grabaciones de cuatro días distintos del embalse de Gurelesa (Igara). De todas las localidades se pudieron aislar cantos de 10 machos distintos, salvo de una de las piscinas del núcleo de Igara en la que debido a la baja densidad del coro esa noche sólo se pudieron aislar 5 cantos para asegurar que no se tomaba más de una llamada de un mismo macho. La temperatura del aire se midió con un termómetro digital marca Hanna Bravo (precisión 0.1°C).

Para el análisis de las llamadas se utilizó el software Signalyze. Se tomaron medidas de la duración de cada llamada, del número de pulsos que la componen y la frecuencia dominante de la misma. La información temporal se midió sobre los oscilogramas y la información de la frecuencia se obtuvo mediante FFT (Fast Fourier Transformation) con una anchura de 1024 puntos. Debido al ruido ambiente presente en las grabaciones (principalmente debido al coro) no se pudo obtener un recuento del número de pulsos en todas las llamadas.

Los cantos de *H. meridionalis* de Portalegre, Portugal, fueron grabados en marzo de 2002 por la segunda autora mediante una grabadora Sony WM-D6C y un micrófono direccional Beyerdynamic CK 707. La temperatura del aire se midió con un termómetro de mercurio (precisión 0.5°C). La digitalización se llevó a cabo con el mismo equipo y con las mismas características que las grabaciones de Euskadi, pero fueron analizadas con el software Cool Edit Pro 2.0. Se midieron de nuevo la duración y el número de pulsos sobre el oscilograma y la frecuencia dominante mediante un FFT con 1024 puntos de anchura.

Para los análisis estadísticos se agruparon todas las llamadas de Euskadi y se compararon la frecuencia dominante, la duración de la llamada y el número de pulsos por llamada con las de Portugal. En *H. meridionalis* se ha estudiado el efecto de la temperatura sobre las características del canto tanto en una población del sur de Francia (Schneider 1968) como de una población de Tenerife (Schneider 1978). Se sabe que la frecuencia dominante no varía con la temperatura del aire, pero sí se ha descrito una regresión lineal negativa entre la temperatura del aire y la duración, y entre la temperatura del aire y el número de pulsos. A mayor temperatura, por tanto, las llamadas son más cortas y están compuestas de un menor número de pulsos, además de disminuir la duración de los intervalos entre llamadas sucesivas. Este efecto de la temperatura sobre las propiedades del canto es general en todas las especies y subespecies de *Hyla* de Europa occidental (Schneider, 1977).

Dada la discrepancia de temperaturas entre las grabaciones de ambas poblaciones, para la com-

paración del número de pulsos y de la duración de la llamada se utilizaron las rectas de regresión definidas por Schneider (1968) para las ranitas meridionales del sur de Francia: "Duración" = $775,34 - 27,52x$ ($x = ^\circ\text{C}$; $n=35$; $r = -0,98$) y "Número de Pulsos" = $54,28 - 0,99x$ ($x = ^\circ\text{C}$; $n=24$; $r = -0,75$). Mediante estas rectas de regresión se pudieron calcular los residuos de cada llamada y ajustar la duración y el número de pulsos esperados a 15°C, la temperatura media de todas las medidas que se habían tomado. Con estos valores de duración y de número de pulsos esperados se llevaron a cabo las comparaciones entre ambas poblaciones. De todas las llamadas analizadas para la población de Gipuzkoa, las de uno de los coros del núcleo de Berio se grabaron sin tomar la temperatura del aire por lo que no se pudieron incluir estas llamadas en las comparaciones de duración y número de pulsos.

RESULTADOS

En la tabla 1 se resumen los datos obtenidos del análisis de las llamadas de las ranitas meridionales de Gipuzkoa y Portalegre. En la figura 1 se representa el audioespectrograma y oscilograma de una llamada de apareamiento tipo de *H. meridionalis* de Portalegre (grabada a temperatura del aire de 12°C) y otra de la población de Gipuzkoa (grabada a temperatura del aire de 17,3°C). Es evidente la menor duración de la llamada de la ranita meridional del Mendizorrotz, así como el menor número de pulsos que la componen.

Para el análisis estadístico de las diferencias entre poblaciones se llevaron a cabo ANOVAs dada la distribución normal de las medidas de duración y número de pulsos (test Shapiro – Wilk;

	N total llamadas	T ^a aire (°C)	Frecuencia Dominante (Hz)	Duración (ms)	Duración esperada a 15°C (ms)	N de Pulsos	N pulsos esperados a 15°C
Gipuzkoa	85	15,99 (±1,86) n=85	2198,17 (±316,31) n=85	381,11 (±86,84) n=84	413,70 (±66,89) n=74	37,70 (±5,05) n=57	38,99 (±4,76) n=51
Portalegre	23	11,54 (±0,71) n=23	2246,44 (±167,47) n=23	584,17 (±60,76) n=23	489,05 (±58,99) n=23	46,00 (±5,33) n=23	42,58 (±5,59) n=23
ANOVAs			Z=0,02* p=N.S. n=107		F=23,47 p<0,00 g.l.=96		F=8,03 p<0,00 g.l.=73

Tabla 1. Media, desviación estándar (entre paréntesis) y tamaño muestral de los datos. (*) Test no paramétrico de Kruskal-Wallis dada la distribución no normal de las frecuencias dominantes.

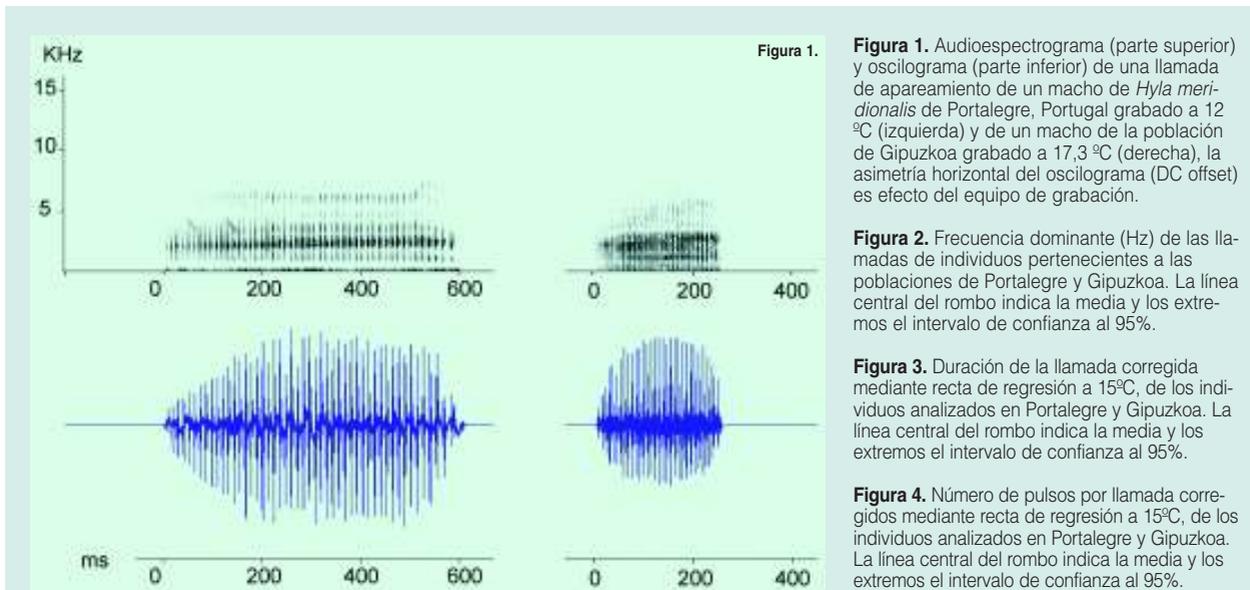
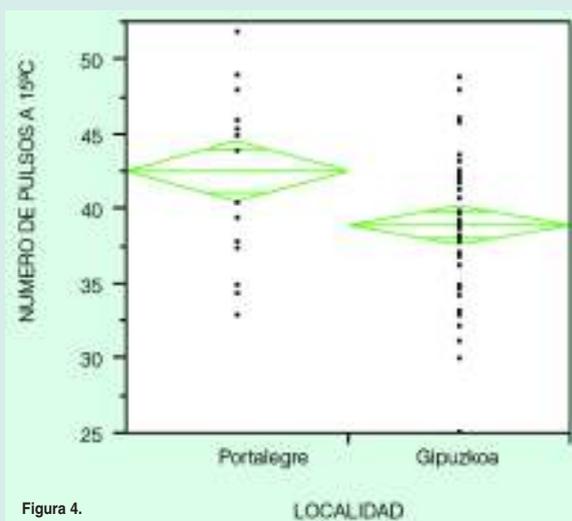
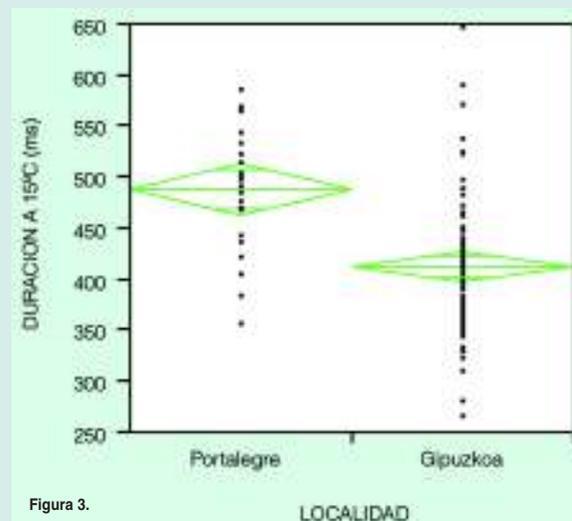
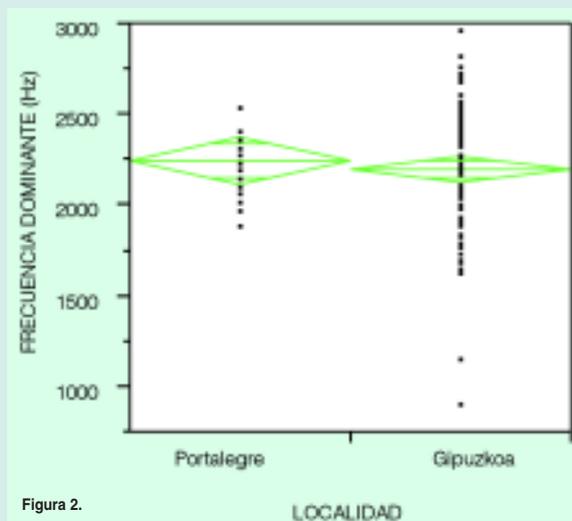


Figura 2. Frecuencia dominante (Hz) de las llamadas de individuos pertenecientes a las poblaciones de Portalegre y Gipuzkoa. La línea central del rombo indica la media y los extremos el intervalo de confianza al 95%.

Figura 3. Duración de la llamada corregida mediante recta de regresión a 15°C, de los individuos analizados en Portalegre y Gipuzkoa. La línea central del rombo indica la media y los extremos el intervalo de confianza al 95%.

Figura 4. Número de pulsos por llamada corregidos mediante recta de regresión a 15°C, de los individuos analizados en Portalegre y Gipuzkoa. La línea central del rombo indica la media y los extremos el intervalo de confianza al 95%.



duración a 15°C $W=0,96$, $p=0,36$, $n=97$; número de pulsos a 15°C $W=0,98$, $p=0,78$, $n=74$). En cuanto a la frecuencia dominante se utilizó un test no-paramétrico de Kruskal-Wallis pues la distribución era significativamente diferente de la normal (test Shapiro – Wilk $W=0,97$, $p=0,02$, $n=108$). No se encontraron diferencias significativas entre las frecuencias dominantes de la población de *H. meridionalis* de Gipuzkoa y la de Portalegre, pero la varianza resultó ser significativamente mayor en la población de Gipuzkoa (test de Levene: $F=13,39$, $p<0,00$, $g.l.=106$) (figura 2). Por otro lado tras el ajuste de las duraciones y número de pulsos a 15°C sí se obtuvieron diferencias significativas entre ambas poblaciones (figuras 3 & 4). Los resultados de los tests se recogen en la tabla 1.

DISCUSIÓN

En la Península Ibérica la distribución de *H. meridionalis* se divide en dos núcleos (Tejedo & Reques, 2002). La población de Portalegre pertenecería al núcleo suroccidental, mientras que la de Gipuzkoa se halla aislada, aunque se postula que en el pasado debió haber estado en contacto con el núcleo nororiental, que también se extiende por el sur de Francia. Schneider (1978) comparó poblaciones de ranita meridional de el sur de Francia con las, supuestamente introducidas, de la isla de Tenerife y encontró diferencias en la duración y el número de pulsos. En ambas poblaciones las llamadas seguían el mismo sistema en relación a la temperatura del aire: A mayor temperatura disminuían la duración de la llamada, el número de pulsos por llamada y el intervalo entre llamadas sucesivas. Pero aparentemente, a igual rango de temperaturas, la población de Tenerife presentaba una mayor duración y mayores intervalos entre llamadas. Esto fue interpretado por el autor como una adaptación de la ranita meridional de Tenerife a un rango de temperaturas más alto que las que se dan en el sur de Francia.

En este estudio lo que se encontró al calcular la duración y el número de pulsos por llamada a una determinada temperatura (15°C) mediante una regresión lineal, es que las ranitas meridionales de Gipuzkoa se diferenciaban de una población de Portugal significativamente. A igual temperatura las llamadas de apareamiento son más cortas y están compuestas de un menor número de pulsos. Estas diferencias se pueden explicar como variaciones de las llamadas de apareamiento que reflejan diferencias reales entre las líneas evolutivas de las dos poblaciones. Una explicación alternativa sería que las características de la grabaciones de Gipuzkoa, con una relación sonido/ruido muy alta, hayan dificultado la detección de los pulsos de menor intensidad de las llamadas (generalmente en el inicio y en el final de los cantos). Este artefacto podría resultar en medidas de duración más cortas y menor número de pulsos por llamada.

En la frecuencia dominante no se encontraron diferencias significativas. Pero lo que si se diferenciaba era la varianza, siendo ésta significativamente mayor en la población de Gipuzkoa. En anuros en general se ha encontrado una correlación relativamente buena entre frecuencia dominante y tamaño del cuerpo, tanto en comparaciones interespecíficas como intraespecíficas (revisión en Gerhardt, 1994), por lo que este resultado podría ser indicativo de una mayor homogeneidad

de tamaño entre los machos fonadores de la población de Portalegre. Si bien otra explicación puede ser que el control automático de volumen de la grabadora empleada en este caso, haya facilitado la aparición de armónicas como consecuencia de la saturación de la señal de entrada.

En conjunto los resultados obtenidos apuntan hacia la necesidad de estudiar con mayor profundidad la amenazada población de *H. meridionalis* de Gipuzkoa. Sería deseable llevar a cabo grabaciones utilizando un equipo de grabación apropiado para poder comparar con otras poblaciones de los distintos núcleos principales de distribución de la ranita meridional. También los estudios de preferencias mediante playbacks con hembras de esta población podrían dar resultados relevantes. Estos estudios complementarían los necesarios estudios de variabilidad genética de estas poblaciones relictas.

AGRADECIMIENTOS:

El Departamento de Agricultura y Medio Ambiente de la Diputación Foral de Guipuzkoa subvencionó el estudio durante el que fueron grabados los coros de Guipuzkoa. CM realizó una estancia en la Fonoteca Zoológica del Museo Nacional de Ciencias Naturales (MNCN) a través del programa BIOD-IBERIA y RM obtuvo ayudas para desplazamientos a Portugal (Convenio CSIC-ICCTI y Ministerio de Ciencia y Tecnología: Proyecto HP2001-0076). La Fonoteca Zoológica ha sido parcialmente financiada por la Comunidad Autónoma de Madrid (Proyecto 07M/0083/02) y XE disfruta de una beca FPI también de la Comunidad Autónoma de Madrid. Los autores quieren agradecer al Profesor E. G. Crespo y a J. M. Pargana de la Universidad de Lisboa por la indicación de la población de *H. meridionalis* de Portalegre, así como a Margarida Ferreira, Bruno Gomes da Costa y Julio Moreira por la asistencia en el campo durante la grabación de los coros de Portalegre. Por último un agradecimiento muy especial al Profesor Hans Schneider por su donación de bibliografía altamente relevante para este estudio a la Fonoteca.

BIBLIOGRAFÍA

- ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X.
1998 *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. Inédito.

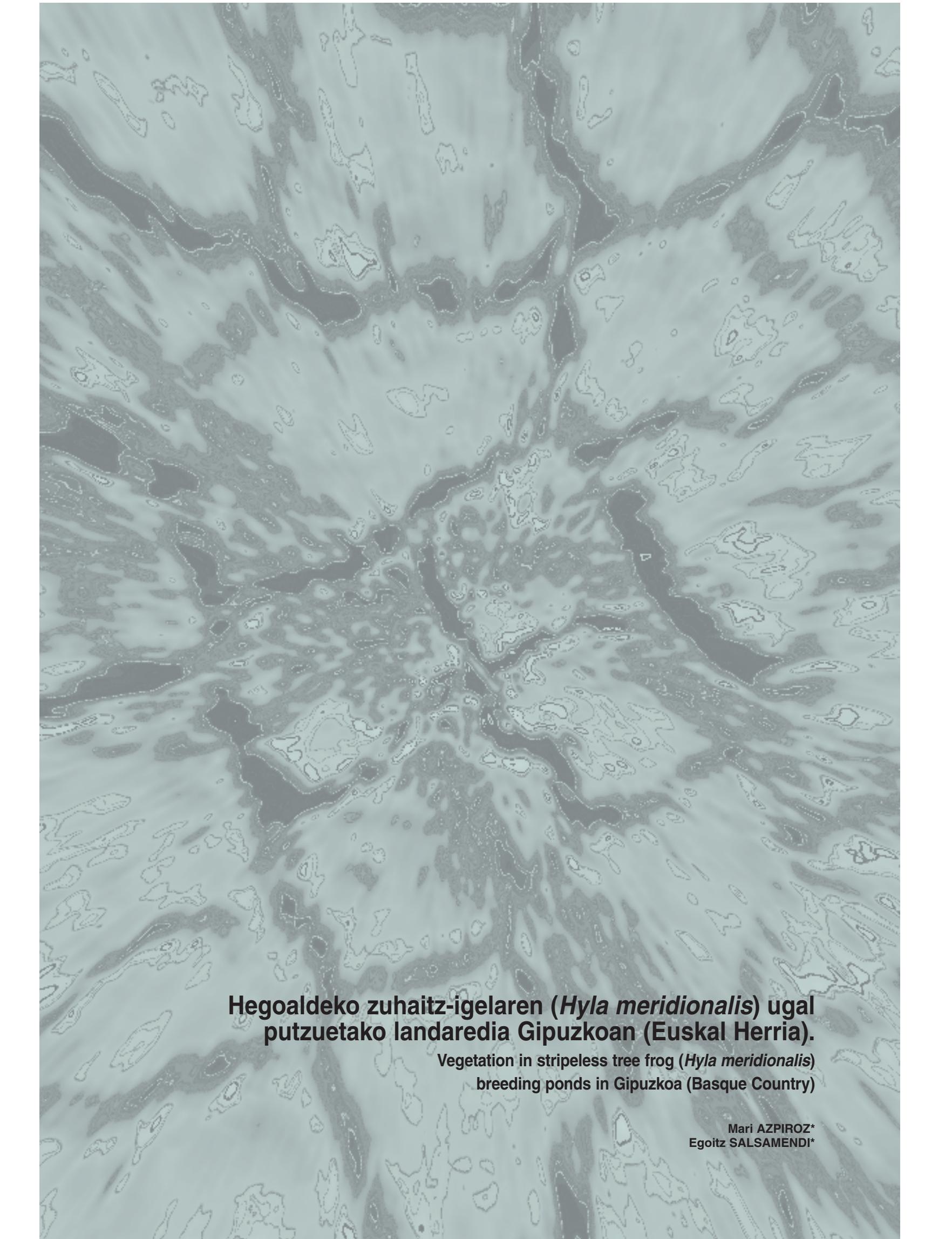
- ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X.
1998b Notas sobre la biología reproductora y situación actual de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*, Boettger, 1874) en el País Vasco. *Munibe*, 50: 77-83.
- GARCÍA PARIS, M.
1997 *Hyla meridionalis* Boettger, 1874. En: GASC, J.P. (Ed.). *Atlas of Reptiles and Amphibians of Europe*. Societas Europaea Herpetologica. París, pp. 126-127.
- GERHARDT, H.C.
1994 The evolution of vocalization in frogs and toads. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 25: 293-324
- MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M.
2002 Conservación de los Anfibios y Reptiles de España. En: PLEGUEZUELOS, J.M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (Eds.) *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Asociación Herpetológica Española (2ª impresión), Madrid, pp.419-453
- PAILLETTE, M.
1969 Les signaux acoustiques de *Hyla meridionalis*. *C.R. Seanc. Soc. Biol.*, 163: 74-80.
- PAILLETTE, M.
1989 *Hyla meridionalis*. En CASTANET, J. & GUYÉTANT, R. (Coord.). *Atlas de Répartition des Amphibiens et Reptiles de France*. Soc. Herp. France. París, pp. 80-81.
- SCHNEIDER, H.
1968 Bio-akustische Untersuchungen am Mittelmeerlaubfrosch. *Z. vergl. Physiologie*, 61: 369-385
- SCHNEIDER, H.
1977 Acoustic behavior and physiology of vocalization in the european tree frog, *Hyla arborea*, L. En: Taylor, D.H. & Guttman, S.I. (Eds.) *The Reproductive Biology of Amphibians*. Plenum Publishing Corporation, pp. 295-335
- SCHNEIDER, H.
1978 Der Paarungsruf des Teneriffa-Laubfrosches: Struktur, Variabilität und Beziehung zum Paarungsruf des Laubfrosches der Camargue (*Hyla meridionalis* Boettger, 1874, Anura Amphibia)
- TEJEDO, M. & REQUES, R.
2002 *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874). En: PLEGUEZUELOS, J.M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (Eds.) *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Asociación Herpetológica Española (2ª impresión), Madrid, pp.117-119

Foto: Xabier Rubio



Foto: Xabier Rubio





**Hegoaldeko zuhaitz-igelaren (*Hyla meridionalis*) ugal
putzuetako landaredia Gipuzkoan (Euskal Herria).**

**Vegetation in stripeless tree frog (*Hyla meridionalis*)
breeding ponds in Gipuzkoa (Basque Country)**

Mari AZPIROZ*
Egoitz SALSAMENDI*

Hegoaldeko zuhaitz-igelaren (*Hyla meridionalis*) ugal putzuetako landaredia Gipuzkoan (Euskal Herria)

Vegetation in stripeless tree frog (*Hyla meridionalis*) breeding ponds in Gipuzkoa (Basque Country)

GAKO HITZAK: anfibioak, *Hyla meridionalis*, putzu artifizialak, landaredia, Kontserbazioa, Gipuzkoa, Euskal Herria.

PALABRAS CLAVE: anfibios, *Hyla meridionalis*, charcas artificiales, vegetación, Conservación, Gipuzkoa, País Vasco.

KEY WORDS: amphibians, *Hyla meridionalis*, artificial ponds, vegetation, Conservation, Gipuzkoa, Basque Country.

Mari AZPIROZ*
Egoitz SALSAMENDI*

LABURPENA

Mendizorrotz mendiaren magaletan, Gipuzkoan, kokatzen da Kantabriar kostaldeko Hegoaldeko zuhaitz-igelaren populazio bakarra. Egun arte ezagutzen zena baino landarediaren azterketa sakonagoa burutu da lan honetan, igelaren ugal putzuetan, 2002ko ugal garaian zehar. Sei izan dira aztertutako putzuak eta guztiek antzeko espezie kopurua erakutsi dute, 50-60 inguru; Dibertsitate aldetik ere, antzekotasun handia izan dute eta Shannon-en H' eta J' indizeetan 1,34-1,57 eta 0,79-0,89 arteko baloreak agertu dituzte hurrenez hurren. Guztira 124 espezie topatu dira eta putzuek espezie-konposizio aldetik desberdintasun nabariak dituzte, Cluster analisiaren arabera. Guztiak adierazten du, landaredia jarraieraren lehen urratsetan aurkitzen dela eta erregenerazio ahalmen handia duela, azken hau oso ezaugarri onuragarria izanik igelaren kontserbaziorako.

SUMMARY

The only population of stripeless tree-frog in the Cantabrian coastal can be found in Mendizorrotz mountain, Gipuzkoa (Basque Country). There was little information about the vegetation of breeding ponds. In this work vegetation has been studied in more detail during the breeding period of 2002. Six ponds have been studied and in all of them a similar number of species has been found: between 50 and 60. H' and J' Shannon diversity indexes have also been quite similar: between 1,34-1,57 and 0,79-0,89 respectively. In total 124 species have been found and the ponds showed a great difference as regards the specific composition according to the Cluster analysis. This indicates that the vegetation is in the first phases of the continuity process and has a high regenerative capacity, most appreciated quality for the frog's conservation.

RESUMEN

La única población de Ranita meridional de la Costa Cantábrica, se encuentra en las laderas del monte Mendizorrotz, en Gipuzkoa. Existía poca información sobre la vegetación de las charcas donde se reproduce la rana. En este trabajo se ha estudiado más detenidamente la vegetación, durante el periodo reproductor de 2002. Se han estudiado seis charcas y en todas se ha hallado un número similar de especies, entre 50 y 60; los índices de diversidad de Shannon H' y J' también han sido muy similares: entre 1,34-1,57 y 0,79-0,89 respectivamente. En total han sido 124 las especies halladas y las charcas mostraban una gran diferencia en la composición específica, según el análisis de Cluster. Todo indica que la vegetación se encuentra en las primeras fases del proceso de continuidad y que tiene una gran capacidad regenerativa, cualidad esta última muy apreciada para la conservación de la rana.

* Ornodun Saila. Aranzadi Z. E. Zorroagagaina 11Zkia. 20014 Donostia. Euskal Herria-Basque Country.

SARRERA

Mendizorrotz mendiko magaletan, Gipuzkoan, dagoen Hegoaldeko zuhaitz-igelaren populazioa da Kantabriar kostaldean aurki daitekeen bakarra (SALVADOR & GARCÍA-PARÍS, 2001). Penintsulako gainerako populazioengandik isolatua egoteagatik eta egun bizi duen egoera kritikoagatik, Euskal Autonomi Elkartearen galtzeko arriskuan dagoen anfibio espezie bakarra da. Hau guztia kontuan harturik, 1998an Kudeaketa Plana abiarazi zen, honen helburua, espezieak jatorrian zuen banaketa-eremua berreskuratzea izanik (ETXEZARRETA & RUBIO, 2002). Horretarako 1998. urteaz geroztik hezegune berriak egiten hasi ziren Mendizorrotz mendiaren inguruan.

Hainbat ikerketa burutu dira hezeguneetan anfibioen presentzia baldintzatzen duten faktoreen gainean eta hauen artean prezipitazioak, baso-egitura, predatzaileen presentzia, putzuen azalera eta landaredia dira aipagarrienak (PERMAN, 1997; FINDLAY & HOULAHAN, 1997; RICHTER & AZOUS, 1995). Lurralde epeletako hezeguneetan, anfibioen presentzia uraren sakaneraren eta landaredi-motaren arabera izan bide da (KEDDY, 2000). Landaredia oso aldakorra izan daiteke putzutik putzura eta are aldakorra hauek berriki egin badira, Mendizorrotzeko putzuen kasuan bezala (EKOS ESTUDIOS AMBIENTALES S.L., 2001).

Penintsulako gainerako populazioek, eskuarki, behin-behineko ur-masak aukeratzen dituzte ugalketarako (SALVADOR & GARCÍA-PARÍS,

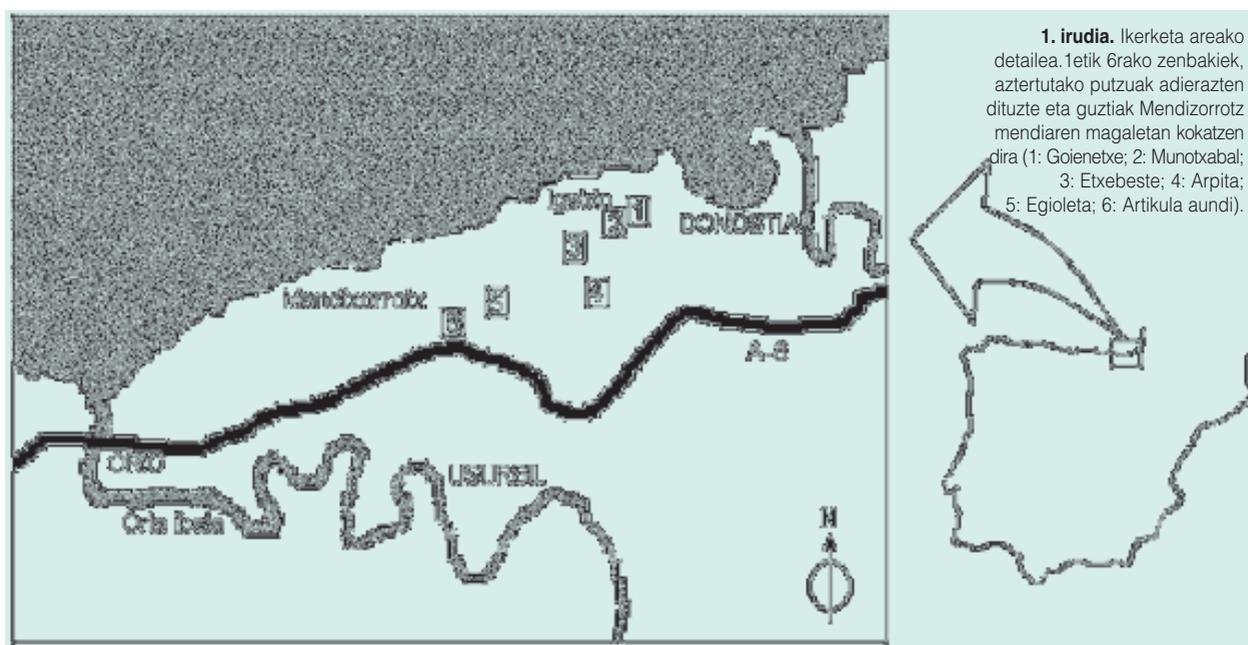
2001) eta hezegune hauetako landarediaren deskribapenak espezie arruntenak aipatzera mugatzen dira (DIAZ-PANIAGUA, 1983). Mendizorrotzeko populazioa ugaltzen zeneko hezeguneko landarediaren deskribapena ere, espezie arruntenak aipatzera mugatzen da (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998).

ETXEZARRETA & RUBIO-ren (1998) lanean aipatzen den hezegune hori, egun ez da existitzen eta Mendizorrotzeko magaletan banatuta dagoen putzu-sare batek ordezkatu du. Lan honen helburua hezegune horietako landarediaren deskribapen sakonago bat egitea da eta aurkitutako espezieen izaera azterturik, landarediak nondik norako garapena izan dezakeen aurreikustea.

2. IKERKETA AREA:

Azterketa *Hyla meridionalis* ugaltzen deneko putzuetan egin zen, Mendizorrotz mendiaren magaletan, Gipuzkoan (1. irudia). Mendi honek 10 km-ko luzera du eta Oriotik (mendebaldean) Donostia (ekialdean) doalarik tartean Usurbilgo udalerrira barneratzen du (UTM: 30TWN79 eta 30 TWN89). Ikertutako hezegune guztiak itsas mailatik 85 eta 260 m bitartean kokatzen dira.

Ikerturiko putzu guztiak Igarako erreka bati loturik daude kokatuak. Bailara honen behealde batez ere hareharriak eta hainbat buztinek osatzen dutelarik, noizbehinka kareharri eta kareharri-margotsuak aurki daitezke (SALAZAR *et al.*, 1991). Urtean zeharreko batezbesteko prezipitazioa 1581



mm-koa da eta batezbesteko tenperatura 13^o C-koa. Prezipitazio altuenak udazken-neguan izaten dira, klima ozeaniko epela du eta udak freskoak (INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGÍA, 1995). Baso misto hosto-erorkorra azaltzen da zonaldearen landaredi potentzial modura, non *Quercus robur* espeziea dominatzaile izango litzaitekeen (ASEGINOLAZA *et al.*, 1996). Ikerketa arearen deskribapen zehatzago eta osatuago bat edukitzeko ikus ETXEZARRETA & RUBIO (1998).

Aztertu ziren putzuek nahiz eta orokorrean txikiak izan, forma eta tamaina aldetik desberdintasun nabariak zituzten, Arpitakoa izanik guztien artean handiena eta Etxebestekoa txikiena (1. taula).

Ohiko ur maila hau landarediak berak markatzen zuen. Behin hau finkatuta, bi metroko zabalera gerriko bat hartu zen, ur-ertzetik putzuaren barrualdera metro bat hartuz eta beste metro bat kanpoaldera. Gerriko honen azaleraren %25 lagindu zen eta horretarako, 1m²-ko karratu bat erabili zen. Behin lagindu beharreko azalera zoriz aukeratu ondoren, koadroko espezieen zerrenda egin zen eta gero espezie bakoitzari zuen estalduraren arabera ugaritasun-indize bat ipini zitzaion (2. taula).

Landareak lekuan bertan identifikatu ziren. Ezagutzen ez ziren espezieak laborategian gako baten (AIZPURU *et al.*, 2000) eta luparen (Olympus SZ30 eta VMZ) laguntzaz identifikatzeko.

	Goienetxe	Munotxabal	Etxebeste	Arpita	Egioleta	Artikula aundi
Luzera (m):	22,9	14,8	13,0	33,2	18,5	20,05
Zabalera (m):	16,4	11,4	11,4	24,1	8,5	14,35
Sakonera max. (m):	1,14	0,95	0,88	1,26	0,25	0,40
Perimetrea (m):	60,0	42,1	39,9	98	44,7	55,3

1. taula. Putzuetan hartutako neurrien laburbilpena ETXEZARRETA & RUBIO-ren (2001) lanetik hartua.

3. METODOLOGIA:

Aldez aurretik, putzuetako landare-espezieen eredu fenologikoen espektrua burutu zen bakoitzaren loraldia kontuan edukiz eta lortutako emaitzaren arabera espezieen 2/3ak udan loratzen ziren. Hau kontuan edukiz, putzuen laginketa 2001ko abuztuan egin zen, espezieen identifikazioa errazteko; igelaren ugal garaiarekin batera. Hori dela eta, arriskupean dagoen espezie bat izaki, ahalik eta estres gutxien sortzeko asmoz putzuan zehar lerro trantsektoak egitea (FERNÁNDEZ-ALÁEZ *et al.*, 1984; FERNÁNDEZ-ALÁEZ *et al.*, 1986) baztertu zen. Putzuaren ertza izan zen lagindu zena, uretan sartu beharrik ez izateko.

Putzu batzuetako ur maila nahikoa aldakorra zenez, hauen ohiko ur maila hartu zen kontuan.

Ugaritasun-indizea	Estaldura-portzentajea
+	% 0 – 5
1	% 5 – 24
2	% 24 – 43
3	% 43 – 62
4	% 62 – 81
5	% 81 – 100

2. taula: ertzeko landaredia lagintzeko estaldura-portzentaje bakoitzarentzako erabili zen ugaritasun-indizea.

Egindako espezie-zerrenda guztietan gordinioak eta algak identifikatu gabe utzi ziren, *Chara* generoko algak salbu, azken hauek putzuan betetzen zuten azalera handiagatik. Landa-lanean eskuratutako estaldura-indizeak portzentajetara pasa ziren eta honetarako ugaritasun-indize bakoitzari (1. taula) zegokion estaldura-tartearen erdiko balioa eman zitzaion. Ondoren, portzentaje-balio hauek normalak ez zirela frogatu ostean, normalizatzeko logaritmoak (hamartarrak) aplikatu ziren, estatistika parametrikoa aplikatu ahal izateko.

Espezie kopurua eta bakoitzaren estaldura ezagututa, Shanon-en H' eta J' dibertsitate indizeekin putzu bakoitzeko dibertsitatea kalkulatu zen (MAGURRAN, 1988). Espezie bakoitzaren estaldura portzentajea kontuan edukiz Bray-Curtis Cluster analisi kuantitatiboa (Single Link) aplikatu zen "Biodiversity Professional" programa estatistikoa erabiliz. Putzuen arteko espezie-konposizioa konparatzeko, antzekotasunak kladograma moduan adierazi ziren (MAGURRAN, 1988). Bestalde, topatu zen espezie bakoitza RAUNKIAER-en (1934) forma biologikoen arabera karakterizatu zen, espezie autoktonoen eta aloktonoen arteko desberdintzapena egin zen eta aurkitutako landare espezieen habitataren preferentzia apuntatu zen (AIZPURU, 1999), ondoren datu hauen espektrua eraikitzeko.

4. EMAITZAK:

4.1. Putzuen banakako deskribapena:

a) Goienetxeko putzua:

3. taulan Goienetxeko hartutako neurriak eta topatutako espezie kopurua azaltzen dira, beste putzu guztietakoekin batera.

Putzu honetan guztira 57 landare espezie (3. taula) aurkitu ziren lagindutako 31 karratuetan. Dominantzia nabarmena aurkezten zuen espezierik ez zelarik aurkitu, *Trifolium repens* izan zen estaldu-

Lagindutako 21 karratuetan 49 landare-espezie agertu ziren. %5eko batezbesteko estaldura baino handiagoa zuten 8 espezie aurkitu ziren eta guztietan ugariena bai estaldura eta bai maiztasun aldetik *Paspalum dilatatum* izan zen (%13,8arekin eta 16 karratutan). Genero bereko *Paspalum paspalodes* espezieak %6,26ko estaldura zuelarik, bi espezie aloktonoen artean putzuaren %20 baino gehiago estaltzen zuten. Haez gain, *Persicaria maculosa* (%7,43), *Lotus pedunculatus* (%7,3), *Alnus glutinosa* (%7,26), *Plantago lanceolata* (%6,06), *Rubus ulmifolius* (%6,03) eta *Salix atroci-*

	Goienetxe	Munotxabal	Etxebeste	Arpita	Egioleta	Artikula aundi
L. azalera (m ²)	31	21	20	49	23	28
Espezie kopurua	57	49	49	60	54	51

3. taula: Putzu bakoitzean lagindutako azalera eta azalera horretan agertutako espezie kopurua.

ra handiena zuen espeziea (%8,49). Ondoren *Cyperus eragostis* eta *Juncus inflexus* espezieek jarraitzen zioten %7,31 eta %6,76arekin, hurrenez hurren. *C. eragostis* izan zen maiztasun handiena erakutsi zuena, izan ere, lagindutako kuadriletatik hogeita bitan suertatu zen. Hortik beherako espezie guztiek %5eko batezbesteko estaldura baino txikiagoa zuten (eranskina 4. taula). Aipatu behar da putzu honetan algen taldea zela estaldura handiena erakusten zuena (batezbeste %11,7). Landare-espezieak multzo monoespezifikotetan agertzen ziren. Arpitako putzuaren atzetik espezie gehien zituena zen.

Shannon-en H' eta J' indizeen arabera putzuak 1,57ko eta 0,89ko balioak erakutsi zituen, hau izanik aztertutako putzu guztien artean dibertsioa (4. taula).

	H' indizea	J' indizea
Goienetxe	1,57	0,89
Munotxabal	1,49	0,86
Etxebeste	1,47	0,85
Arpita	1,44	0,80
Egioleta	1,46	0,83
Artikula aundi	1,34	0,78

4. taula: Putzu bakoitzean aurkitutako Shannon dibertsitate-indizea eta Shannon-en J' indizea.

b) Munotxabalgo putzua:

Etxebestekoaren ondoren putzu hau izan zen lagindutako txikiena, nahiz eta oso sakona den (1. eta 3. taulak).

nera (%5,15) izan ziren ugariak. Espezie hauen guztien artean putzuaren erdia baino gehiago estaltzen zuten.

Dibertsitate indizeen arabera putzu hau zen Goienetxekoaren ondoren balio altuena zuena (4. taula). Hemen ere landare-espezieak taldeka azaltzen ziren.

d) Etxebesteko putzua:

Putzu hau izan zen lagindutakoen artean txikiena (1. taula). Honetan lagindutako 20 karratuetan 49 espezie aurkitu ziren. Estalduran ez zen espezie bat besteen gainera nabarmendu. Lau izan ziren %5eko batezbesteko estaldura baino balio altuagoa zutenak: *Paspalum dilatatum* %8,4arekin, *Trifolium repens* %7,64arekin, *Paspalum paspalodes* %5,67arekin eta *Ranunculus repens* %5,21arekin. *P. dilatatum* izan zen estaldura eta maiztasun handienak zituena (17 karratutan suertatu zen). 4 landare-espezie hauek estaldura totalaren %27 osatzen zuten. Putzu honetan algek azalaren %24,7 estaltzen zuten. Putzu honi dagozkion dibertsitate indizeak 4. taulan azaltzen dira.

e) Arpitako putzua:

Putzu honetan azaldu zirelarik espezie gehien, 60 izan ziren topatutakoak. *Chara* generoko algek erakutsi zuten dominantzia gehien (estalduraren %20,3). Uretan bizi den generoa izanik, lehorrean hartutako liginak kenduz gero estaldura proportzioa %33ra iristen zen. Kormofitoen artean dominantzia erakusten zuen espezierik ez zen agertu putzu honetan *Cyperus eragostis* eta *Scirpus*

holoschoenus izanik (%9,28 eta %8,39 hurrenez hurren) estaldura gehien izan zutenak. *Cyperus eragrostis* espezieak maiztasunik handiena izan zuen, lagindu ziren 49 karratuetatik 34tan suertatu baitzen. %5eko estalduratik gora beste 3 espezie topatu ziren: *Apium repens* (%6,87), *Zannichellia palustris* (%6,3) eta *Ranunculus repens* (%5,38). Algen taldeak %8,9ko estaldura zuen.

Nahiz eta espezie aldetik kopuru altuena izan (3. taula), Shannon indizeen arabera (4. taula) ez zen izan dibertsoena.

f) Egioretako putzua:

Lagindutako 23 karratuetan 54 landare-espezie azaldu ziren. Putzu honetan 2 espezie dominantzailer agertu ziren: *Juncus effusus* %16,17arekin eta *Juncus inflexus* 13,14arekin (12 eta 13 karratutan agertu ziren hurrenez hurren). Bi espezieen artean lagindutako azaleraren ia herena betetzen zuten. Espezie hauetaz gain %5eko batezbesteko estaldura baino handiagoa zuten hainbat espezie ere bazeuden, hala nola, *Typha latifolia* (%9,1), *Zannichellia palustris* (%8,2), *Juncus inflexus* (%7,1), *Mentha aquatica* (%6,3) eta *Apium repens* (%5,5). *M. aquatica* espezieak ere *J. effusus* espezieak baino maiztasun handiagoa zuen 13 karratutan azalduz. Espezie hauek guztiak estaldura osoaren %60 hartzen zuten. *Chara* generoko espezieak putzuan nahiko ugariak ziren %8,2ko estaldurarekin.

Putzu honek ez zuen erakutsi espezie dibertsitate handirik (4. taula).

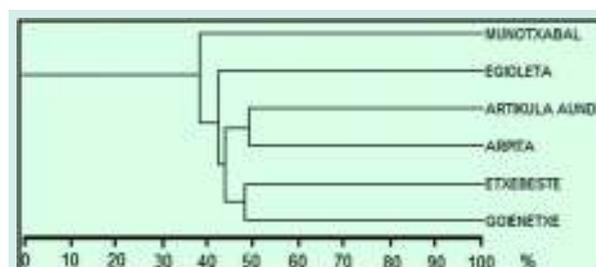
g) Artikula aundiko putzua:

Aztertutako 28 karratuetan 51 espezie topatu ziren. *Chara* generoko algek putzuaren %20 estaltzen zuten. Kasu honetan Arpitakoan egindakoaren gauza bera eginaz, alegia, lehorrean suertatu ziren karratuen datuak kontuan hartu gabe, *Chara* generoak putzuaren herena hartzen zuen ia. Kormofitoetatik estalduran dominantzia bi espezie izan zuten, *Juncus inflexus* %15,67arekin eta *Cyperus eragrostis* ia %13arekin. *Cyperus eragrostis* izan zen ere maiztasun handiena erakusten zuena eta 21 karratutan azaltzen zen. Batezbesteko estalduran balio altuak erakusten zituzten beste espezieak *Persicaria maculosa* (%8,5) eta *Zannichellia palustris* (%8,1) izan ziren. Aipatutako 5 espezie hauek, *Chara* generoarekin batera, estaldura totalaren erdia baino gehiago hartzen zuten.

Putzu honetan eman zituzten Shannon-en H' eta J' indizeek baliorik baxuenak, 1,34 eta 0,78 hurrenez hurren (4. taula).

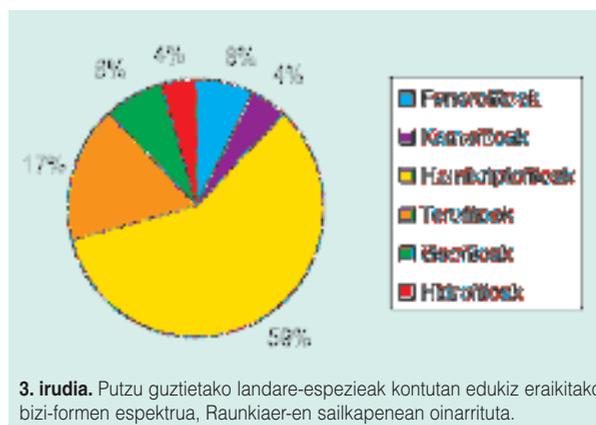
4.2. Emaiza orokorrak:

Guztira, aztertutako putzuetan 124 espezie topatu ziren. Putzuek antzeko espezie kopurua erakutsi zuten (3. taula), baina konposizio aldetik desberdintasun nabaria zuten (2.irudia). Orokorrean, putzu guztietan edo gehienetan agertzen ziren espezie batzuk aurki zitezkeen, baina beste hainbeste edo gehiago putzu bakoitzean eskusiboak ziren. Bi antzekoenak Arpitako eta Artikula aundiko putzuak izanik, ia %50eko desberdintasuna erakusten zuten espezie-konposizioan. Bray-Curtis Cluster analisiaren arabera Munotxabalgo putzua zen gainerako putzuekin alderatuz bakanduen geratzen zena, erakutsi zuen antzekotasuna ia %40 izanik (2. irudia).



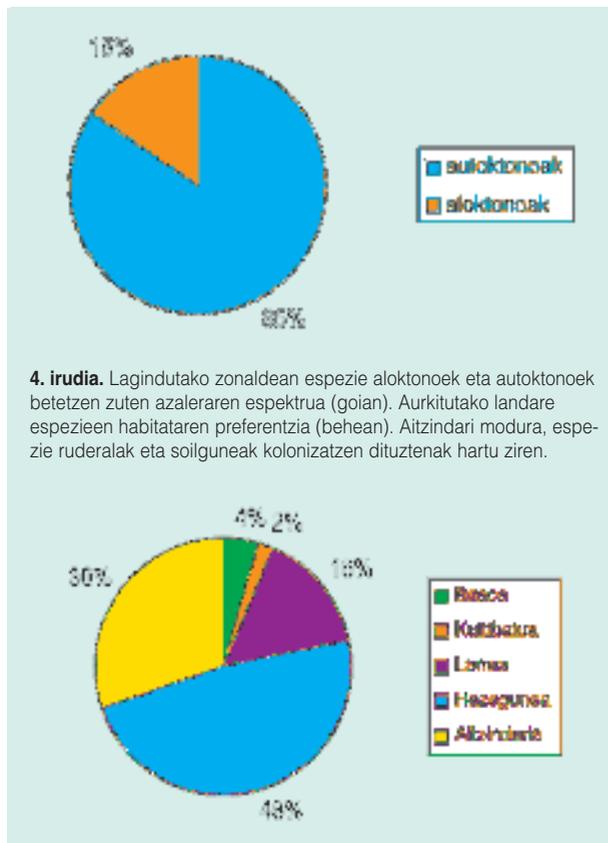
2. irudia. Bray-Curtis Cluster analisiaren arabera, Artikula aundiko putzua eta Arpitakoa izan ziren espezie-konposizio aldetik antzekotasunik handiena erakutsi zutenak eta Munotxabalgo putzua izan zen beste guztietatik bakanduen geratzen zena.

Forma biologikoei dagokienez, putzu guztietako landareen artean nagusitu zena hemikriptofitoena izan zen alde handienarekin eta topatu ziren 10 espezieetatik ia 6 forma biologiko honetakoak izan ziren (3. irudia). Hemikriptofitoen ondoren ugariek, terofitoak izan ziren eta espezieen %75 baino gehiago bi forma biologiko hauei zegozkien.



Guztira 10 izan ziren topatutako espezie aloktonoak (%9), baina espezie hauen artean, lagindutako azaleraren %15 hartzen zuten batezbeste.

Guztien artean, hezeguneetan topatzea ohikoa den espezieak, kopuruaren %50 ziren kasik. Huez gain, larreetako eta basoetako espezieak ere topatu ziren, bai eta inguruetako landaketetako espezie pare bat ere (guztira espezieen %22), baina espezieen %30 aitzindariak ziren (4. irudia).



5. EZTABAIDA ETA ONDORIOAK:

Putzuak oso desberdinak dira neurria eta forma kontuan hartzen baditugu. Aniztasun honek, habitataren dibertsitatea handitzen du eta honela landare-espezie berrientzako aukerak sortzen dira eta horrela, putzuen artean espezie dibertsitatea emendatzen da. Espezie kopuruari begiratzen badiogu, ez dago balorerik beste guztien gainetik nabarmentzen denik (3. taula), izan ere guztiak baitabilta 50-60 espezie inguruan. Gauza bera gertatzen da dibertsitate indizeekin; balioak ez dira nabarmenki aldakorrak eta putzu guztiek aurkezten dute antzeko dibertsitate-indizea. Alderdi honetatik, putzu guztien egoera nahiko antzekoa da. Putzuen artean espezie-konposizioa nahiko aldakorra dela ikusten da, gehienak 2000. urtean egin zirenez (EKOS ESTUDIOS AMBIENTALES S.L., 2001), oraindik kolonizazio prozesuan baitaude eta inguruan

dagoen floraren araberrako espezieak agertuko baitira (BARNES, 1983).

Topatutako espezieetariko asko (%48) lezkadietan, ihitegietan eta hezeguneetan orokorrean oso arruntak dira, adibidez: *Typha latifolia*, *Iris pseudocorus*, *Lythrum salicaria*, *Lycopus europaeus*, *Sparganium erectum*, *Mentha aquatica*, *Pulicaria dysenterica*, *Juncus bufonius*, *Juncus inflexus*, *Juncus effusus*,... (ASEGINOLAZA *et al.*, 1996). Baina kontuan hartu behar da ere topatu diren espezieetariko asko aitzindariak edo erruderalak direla (%30), hau da, sortzen diren habitat berriak kolonizatzen dituztela, adibidez: *Picris echinoides*, *Centaureum erythraea*, *Leucanthemum vulgare*,... Putzuak duela gutxi egin dituztela kontuan harturik, aipatzen den espezie aitzindarien portzentajea onargarria da erabat. Denbora pasa ahala hezeguneetan berezkoak diren espezie gehiago azalduko dira eta dominatzaile izatera pasako dira. Jarraiera prozesu hau urteetan zehar luzatuko da, hori dela eta landarediaren jarraipen bat egitea ezinbesteko da igelaren habitataren ezagutza sakonago bat izateko eta honela espeziearen beharrezko hobeto erantzuteko.

Asko izan dira ere topatutako espezie aloktonoak, lagindutako eremuan topatutako 124 espezieetatik %9 eta azaleraren %15 hartzen dute. Hauetariko batzuek ordea, estaldura-portzentaje garrantzitsuak dituzte hainbat putzutuan, hauen artean aipatzekoak dira *Paspalum dilatatum*, *Paspalum paspalodes* eta *Cyperus eragrostis* espezieak. Hauek ia putzu guztietan azaltzen dira lehenengo postuetan estaldura-portzentajeari begiraturik. Hau honela, oso interesgarria litzateke espezie hauen kolonizazio-prozesuaren eboluzioa aztertzea, bertakoak diren espezieak desplazatzen ote dituzten jakiteko. Hiru espezie hauen habitat berean hazten den espezie autoktono bat *Glyceria fluitans* da, nahiko arraroa dena Euskal Herri mailan (AIZPURU *et al.*, 1999). Zentzu honetan putzuak Hegoaldeko zuhaitz-igelarentzako ugaltokia izateaz gain hezeguneetara loturiko eta arrarotzat jotako landare-espezieen habitata izan daitezke. Putzu hauek habitat egokia dirudite Euskal Herrian oso arrarotzat jotzen diren bi landare-espezie urtarrentzako: *Zannichellia palustris* eta *Ranunculus sceleratus* (AIZPURU *et al.*, 1999). Honekin esan nahi da, sortu den putzu sorta hau oso erabilgarria izan daitekeela landare-espezie arraro hauen habitat potentzial modura.

Landa-lana egiterakoan jasotako datuak oso aldakorrak izan dira eta espezie guztietan, estalduraren batezbestekoa desbidazio estandarra baino txikiagoa izan da. Honek adierazten du jaso-

tako espezieek banaketa agregatu bat dutela (GARIN, 1999), alegia, espezie bereko aleak komunitate mono-espezifikoak eratzeko joera erakusten diren arren, dagoeneko bertako espezieek putzua izango dena islatzen dute; gerrikoak eratzen dituzte uraren sakoneraren arabera (ASEGINOLAZA *et al.*, 1996; FERNÁNDEZ-ALÁEZ, 1986; LACROIX, 1992). Honek adierazten du landare-komunitate hauek berreskuratzeko duten ahalmena, hagitx ezaugarri garrantzitsua dela Hegoaldeko Zuhaitz-igela bezalako anfibio lehortar batentzat (DIAZ-PANIAGUA & RIVAS, 1987; SALVADOR & GARCIA-PARIS, 2001), batez ere espeziearen gainbehera habitataren galarrangatik eman bide dela kontuan hartzen badugu (ETXEZARRETA & RUBIO, 1998).

Amaitzeko esan, igelak landare-espezie bakoitzaz egiten duen erabilpena aztertzea oso garrantzitsua izan daitekeela, batez ere espeziearen egoera delikatu kontuan hartzen badugu. Honela, Kudeaketa Planak (GIPUZKOAKO ALDIZKARI OFIZIALA, 1999) aurreikusten dituen putzu berrietan zein landare-espezie sartu behar den jakin daiteke, beti ere igelaren habitata optimizatzeko. Zentzu honetan putzu hauen ikerketan jarraitzeko beharra azpimarratu nahi da.

6. ESKERRONAK:

Lehenik eta behin Arantza Aldezabal eta Arturo Elosegi eskertu nahi genituzke lanaren metodologian emandako laguntza eta iradokizunengatik; Iker Zendoia, Ibai Olariaga eta Iñaki Aizpuru landare-espezieen identifikazioan laguntzeagatik; Alberto De Castro estatistikarekin laguntzeagatik.

Bereziki eskertu nahi ditugu Xabier Rubio eta Jon Etxezarreta, luzatu ziguten aukeragatik eta gudan sinisteagatik.

7. BIBLIOGRAFIA:

ASEGINOLAZA, C.; GOMEZ, D.; LIZAU, X.; MONTSERRAT, G.; MORANTE, G.; SALABERRIA, M.R. & URIBE-ETXEBERRIA, P.M.

1996 *Vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Eusko Jaurlaritzak. Gasteiz.

BARNES, L.E.

1983 The colonization of ball-clay ponds by macroinvertebrates and macrophytes. *Freshwater Biology*, 13: 561-578.

DIAZ-PANIAGUA, C. & RIVAS, R.

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 (1): 41-53.

DIAZ-PANIAGUA, C. & RIVAS, R.

1987 Datos sobre actividad de anfibios y pequeños reptiles de Doñana (Huelva, España). *Mediterránea Ser. Biol.*, 9: 15-27.

EKOS ESTUDIOS AMBIENTALES S.L.

2001 *Avance Seguimiento de las nuevas charcas. Plan de Gestión de la Ranita Meridional (Hyla meridionalis, Boettger, 1874)*. Nekazaritza eta Ingurumen Saila. Gipuzkoako Foru Aldundia. Argitaragabea.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X.

1998 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.

2001 *Hegoaldeko Zuhaitz-igelaren (Hyla meridionalis) sartzapen plana Mendizorrotzen (2001. urtea)*. Gipuzkoako Foru Aldundia, Nekazaritza eta Ingurugiro Departamentua. 38 or. Argitaragabea.

ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X.

2002 Plan de reintroducción y seguimiento de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz (Gipuzkoa, País Vasco). Primera fase (1998-2000). *Est. Mus. Cienc.Nat. De Álava*, 17: 179-188.

FERNÁNDEZ-ALAEZ, M.; LUIS, E. & FERNÁNDEZ-ALAEZ, M.C.

1984 Distribución y análisis de la vegetación macrofítica en las lagunas de Chozas de Arriba. León. *Limnetica*, 1: 101-110.

FERNÁNDEZ-ALAEZ, M.; LUIS, E. & FERNÁNDEZ-ALAEZ, M.C.

1986 Estudio sobre la vegetación macrófita en tres lagunas del sureste de la provincia de León. *Limnetica*, 2: 41-49.

FINDLAY, S.C. & HOULAHAN, J.

1997 Antropogenic correlates of biodiversity in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology*, 11: 1000-1009.

GARIN, I.

1999 Animaliak zenbatzeko teknikak. In: Elosegi, A & Garin, I. (Arg.). *Basabizitzaren kudeaketa*. UEU, Bilbo.

GIPUZKOAKO ALDIZKARI OFIZIALA.

1999 *1999ko azaroaren 10eko FORU AGINDUA. Hegoaldeko Zuhaitz-igela (Hyla meridionalis) Kudeatzeko Plana eta babesteko arau osagarriak onartzekoa.* Gipuzkoako Diputazioa. Donostia.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGÍA.

1995 *Valores Normales y Estadísticos de estaciones principales (1961–1990).* Observatorio Meteorológico de San Sebastián-Igeldo. Instituto Nacional de Meteorología. Madrid.

KEDDY, P.A.

2000 *Wetland ecology; principles and restoration.* Cambridge University Press, Cambridge. 614 or.

LACROIX, G.

1992 *Lagos y ríos, medios vivos.* Plural de ediciones. Barcelona. 255 or.

MAGURRAN, A.E.

1988 *Ecological diversity an its measurement.* Croom Helm, Londres. 179 or.

PEARMAN, P.B.

1997 *Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador.* *Conservation Biology*, 11: 1211-1225.

SALAZAR, A.; DE ALBA, S.; GALLARDO, J.; PORTERO, G.; PASCUAL, M.H. & OLIVE, A.

1991 *Geomorfología y edafología de Gipuzkoa.* Gipuzkoako Diputazioa. Donostia.

SALVADOR, A. & GARCIA-PARIS, M.

2001 *Anfibios españoles.* Canseco. Talavera de la Reina. 269 or.

RAUNKIAER, C.

1934 *The life forms of plants.* Oxford University Press. Oxford.

RITCHER, K.O. & AZOUS, A.L.

1995 *Amphibian occurrence and wetland characteristics in the Puget Sound Basin.* *Wetland*, 15: 305-312.

1. ERANSKINA: Putzuz putzu agertutako espezie bakoitzaren batezbesteko estaldura portzentajetan.

	Goienetxe	Munotxabal	Etxebeste	Arpita	Egioleta	Artikula
Algak	11,72	0,43	24,75	8,90	1,76	1,66
<i>Agrostis capillaris</i>		2,60	3,64			
<i>Agrostis stolonifera</i>			3,18	1,94	1,19	0,32
<i>Alnus glutinosa</i>		7,26	0,91	0,74	0,97	
<i>Anagallis arvensis</i>	1,76		2,73			0,65
<i>Anagallis tenella</i>		1,30			1,58	
<i>Angelica sylvestris</i>						0,32
<i>Apium nodiflorum</i>	0,29		3,80	0,37	0,79	1,62
<i>Apium repens</i>	3,66	4,28	1,82	6,87	5,54	7,62
<i>Aster squamatus</i>	4,99		2,22			0,97
<i>Blackstonia perfoliata</i>						0,32
<i>Calystegia sepium</i>	0,29	2,80	0,91	3,24	3,56	
<i>Calystegia silvatica</i>				0,37		
<i>Carex cuprina</i>	0,72	0,43		0,19		
<i>Carex pendula</i>				2,40		
<i>Carex</i> sp.					0,40	
<i>Centaurea nigra</i>		0,87				0,65
<i>Centaureum erythraea</i>	2,05	0,43		0,19		0,97
<i>Conyza bonariensis</i>	0,59					
<i>Conyza canadensis</i>	2,35		1,36	0,56		0,32
<i>Crepis capillaris</i>	2,35	1,93	3,18	0,19	0,40	0,32
<i>Crepis</i> sp.	0,29		0,45		0,40	1,62
<i>Crocsmia</i> sp.					0,79	
<i>Cyperus eragrostis</i>	7,31		0,45	9,28	0,40	12,97

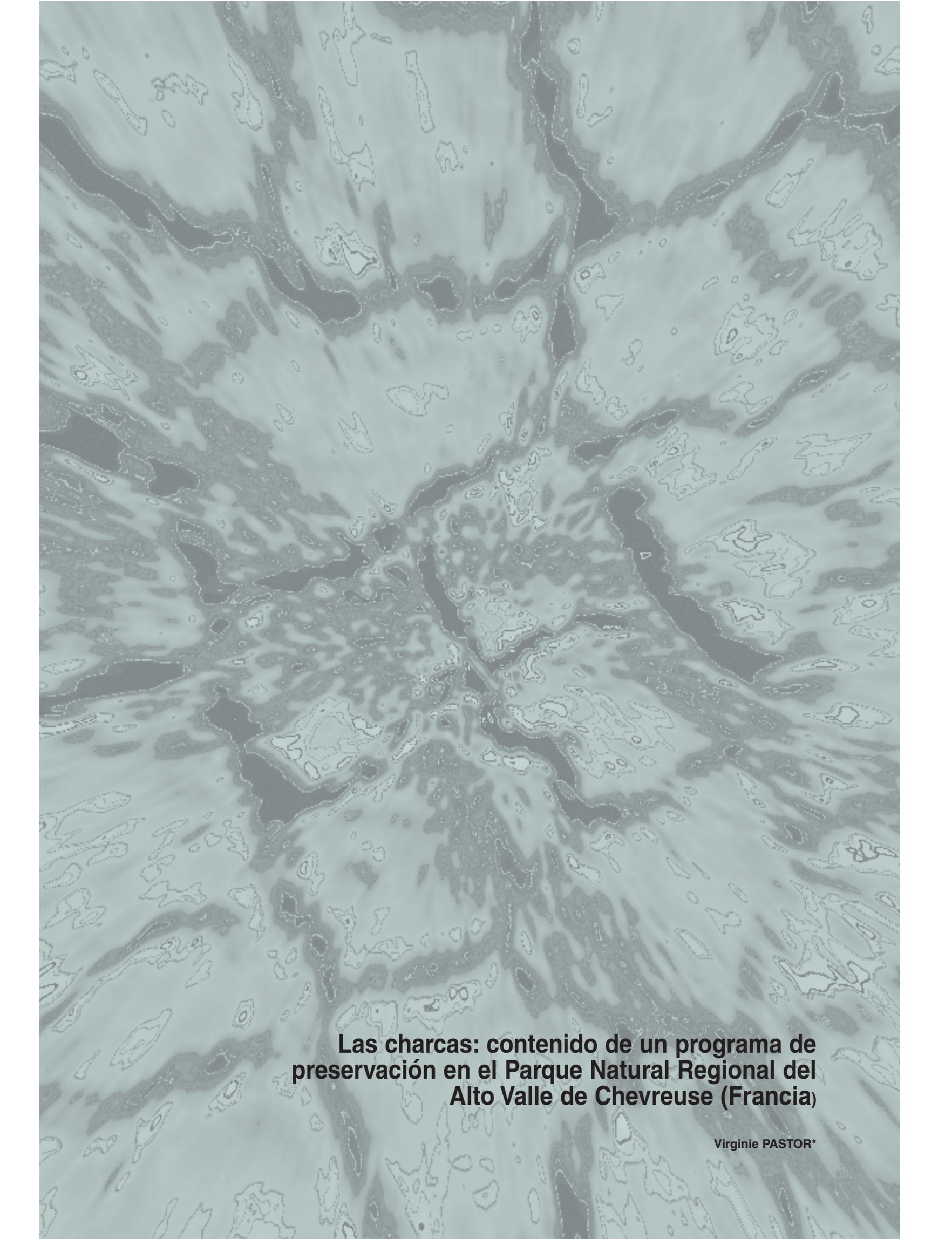
	Goienetxe	Munotxabal	Etxebeste	Arpita	Egioleta	Artikula
<i>Cyperus fuscus</i>		0,43				
<i>Cyperus rotundus</i>						0,32
<i>Chara sp.</i>		2,64		20,34	8,23	20,20
<i>Dactylis glomerata</i>				0,37		
<i>Daucus carota</i>	0,88	0,43		0,37		0,65
<i>Echinochloa crus-galli</i>				0,37		
<i>Epilobium angustifolium</i>	0,88	2,17	0,45	0,37	1,58	0,97
<i>Epilobium hirsutum</i>	0,59		0,91	1,18	0,79	0,32
<i>Epilobium parviflorum</i>			0,45			
<i>Epilobium tetragonum</i>	2,64		0,45	0,19	0,79	0,32
<i>Equisetum arvense</i>			0,45	2,37		
<i>Eupatorium cannabinum</i>					1,19	
<i>Euphorbia pepelis</i>		0,43				
<i>Festuca altissima</i>				0,19		
<i>Festuca arundinacea</i>			3,15			
<i>Festuca rubra</i>	0,88	1,07	4,72			0,80
<i>Filipendula ulmaria</i>		0,43				
<i>Fraxinus excelsior</i>					0,40	
<i>Galium aparine</i>		0,43	0,45		1,19	
<i>Galium debile</i>		0,43				
<i>Galium palustre</i>					0,79	
<i>Galium sp.</i>		0,43				
<i>Geranium robertianum</i>				0,37		
<i>Geun urbanum</i>				0,19		
<i>Glechoma hederacea</i>				1,67	2,37	
<i>Glyceria fluitans</i>				4,22		
Goroldioa	3,07	1,07		0,19	3,56	0,32
<i>Hedera helix</i>		0,87				
<i>Holcus lanatus</i>	1,17	1,30		1,11	1,58	
<i>Hypericum quadrangulum</i>				0,40		
<i>Juncus articulatus</i>	4,90	2,37	4,51	0,74	7,09	7,80
<i>Juncus bufonius</i>	1,17	1,73	1,36			
<i>Juncus conglomeratus</i>					0,40	
<i>Juncus effusus</i>	0,88	0,43	1,36	1,30	16,17	0,97
<i>Juncus inflexus</i>	1,86	0,43		2,96	6,08	7,87
<i>Lamium galeobdolon</i>				1,01		
<i>Lathyrus pratensis</i>			0,91		0,79	
<i>Leucanthemum vulgare</i>		1,30			0,40	
<i>Linum catharticum</i>				0,19		0,32
<i>Lolium perenne</i>			2,03	0,56		2,10
<i>Lotus corniculatus</i>	3,50	0,87	0,91		1,98	0,97
<i>Lotus pedunculatus</i>	0,29	7,30				1,60
<i>Lycopus europaeus</i>	0,88			1,67	0,40	0,32
<i>Lysimachia nemorum</i>				0,74	0,79	
<i>Lythrum salicaria</i>						0,65
<i>Medicago lupulina</i>	4,24					0,65
<i>Mentha aquatica</i>				2,31	6,30	2,75
<i>Mentha arvensis</i>				0,37		

	Goienetxe	Munotxabal	Etxebeste	Arpita	Egioleta	Artikula
<i>Mentha suaveolens</i>	0,59	0,43	0,91	0,56		
<i>Oenothera rosea</i>	0,59					
<i>Oxalis acetosella</i>			1,82			
<i>Paspalum dilatatum</i>	3,95	13,83	8,40	0,19	3,13	0,97
<i>Paspalum paspalodes</i>	3,82	6,26	5,67	1,76	2,77	4,55
<i>Persicaria lapathifolia</i>			3,80	0,74		0,97
<i>Persicaria maculosa</i>	2,19	7,43	0,91	2,85	1,98	8,55
<i>Phleum pratense</i>			0,45			
<i>Picris echioides</i>	3,82	0,43		0,19		
<i>Picris hieracioides</i>	0,29	1,50		0,19	0,40	
<i>Picris</i> sp.					0,40	
<i>Pinus</i> sp.	0,88					
<i>Plantago lanceolata</i>	2,64	6,06	3,85		0,79	
<i>Plantago major</i>	0,59	0,87		0,37		
<i>Poa pratensis</i>	2,48			0,74		
<i>Polypogon viridis</i>		0,43				
<i>Populus</i> sp.		0,43				
<i>Potentilla reptans</i>	2,35	2,60	2,27		0,40	2,27
<i>Prunella vulgaris</i>	0,59	0,43	0,45		0,40	0,32
<i>Pteridium aquilinum</i>			2,22			
<i>Pulicaria dysenterica</i>	1,17	0,87			0,40	1,62
<i>Quercus robur</i>	0,29		0,45			
<i>Ranunculus bulbosus</i>	0,59			0,19	0,40	
<i>Ranunculus flammula</i>					1,58	
<i>Ranunculus repens</i>	2,05	1,73	5,21	5,38	3,52	0,97
<i>Ranunculus sardous</i>		1,30	0,45			
<i>Ranunculus sceleratus</i>	0,59	0,87	1,36			
<i>Ranunculus</i> sp.	0,59	0,87	1,36			1,62
<i>Rosa</i> sp.	0,59					
<i>Rubus ulmifolius</i>	0,59	6,03	0,45	3,33		0,97
<i>Rumex conglomeratus</i>	0,29		2,27	0,19		0,65
<i>Rumex obtusifolius</i>	1,47	0,87	3,18	0,56	0,40	3,25
<i>Rumex sanguineus</i>			0,45			
<i>Rumex</i> sp.				0,19		
<i>Salix atrocinerea (bizia)</i>	2,35	2,60				1,95
<i>Salix atrocinerea (hila)</i>		2,55	0,91			
<i>Salix caprea</i>		1,30	1,36			
<i>Scirpus cernuus</i>	0,29			0,93	3,16	0,65
<i>Scirpus holoschoenus</i>				8,39		0,32
<i>Scrophularia nodosa</i>					0,40	
<i>Scrophularia balbisii</i>				0,83		
<i>Silene dioica</i>				0,74	0,40	
<i>Solanum dulcamara</i>				0,56		
<i>Sparganium erectum</i>	1,31					
<i>Taraxacum officinale</i>	2,64				0,40	0,65
<i>Trifolium pratense</i>	2,19	0,43				
<i>Trifolium repens</i>	8,49	3,03	7,64		0,40	0,65
<i>Tussilago farfara</i>	0,59					

	Goienetxe	Munotxabal	Etxebeste	Arpita	Egioleta	Artikula
<i>Typha latifolia</i>	3,36	4,88		1,55	9,16	2,92
<i>Urtica dioica</i>			0,45	1,30		
<i>Verbena officinalis</i>	2,64					0,80
<i>Veronica beccobunga</i>			1,12		1,19	0,65
<i>Vinca difformis</i>				0,56		
<i>Zannichellia palustris</i>			0,91	6,30	8,71	8,10

Foto: Xabier Rubio





Las charcas: contenido de un programa de preservación en el Parque Natural Regional del Alto Valle de Chevreuse (Francia)

Virginie PASTOR*

Las charcas: contenido de un programa de preservación en el Parque Natural Regional del Alto Valle de Chevreuse (Francia)

GAKO HITZAK: Eskualdeko Parke Naturala, kontserbazioa, charcas, anfibioak, lurralde antolaketa, erabilera, biodibertsitatea, hitzarmenak.

KEY WORDS: Natural Regional Park, conservation, ponds, amphibians, country planning, useful, biodiversity, contract

PALABRAS CLAVE: Parque Natural Regional, conservación, charcas, anfibios, ordenación del territorio, uso, biodiversidad, convenios.

Virginie PASTOR*

LABURPENA

Chevreuse Goiko Haranean kokaturik dagoen Eskualdeko Parke Naturaleko (P.N.R.) udalerriek putzuen zein horietan bizi diren anfibioen kontserbazioa ziurtatuko dutelakp konpromezua hartu dute. Historiaren zati baten bereizgarri diren putzu horiek gaur egun baliogarritzat jotzen dira. Aberatsa den flora eta fauna ekartzen dute eta uraren kudeaketan lagungarri suertatzen dira. Aitzitik, hezegune horiek eraldatuak izateko bidean dira, azken hamar urteotan ikusi den legez, %10desagertu direlarik. Zio ezberdinak identifikatu dira. Parkeak jorrabide ezberdinak agertzen duen ekintza-programa martxan jarri du. Laguntza teknikoak, finantziario laguntzak, lur-eremuen erosketa, lurraldeko gizarte-eragileekin kooperazioa eta sentsibilizazioa dira berezkoa den programa horren elementu nagusiak. Prozesu hau PNRen politika barnean, garapen jasangarria sustatzeko helburua duena, kokatzen da erabat. Abian jarritako ekinbideen emaitzek, antzekoak diren beste proiektuen esperientzien trukeakarekin batera, gure programaren hobekuntza ekartzea espero dezagun.

RESUMEN

Los municipios del Parque Natural Regional (P.N.R.) del Alto Valle de Chevreuse se han comprometido para los próximos diez años en asegurarse de la conservación de las charcas y de los anfibios. Las charcas que caracterizan una parte de la historia del territorio se reconocen hoy en día como útiles. Juntan a la vez una fauna y una flora rica y contribuyen a mejorar la gestión del agua. Sin embargo, estos humedales están en vía de alteración como se ha visto en los últimos diez años con la desaparición del 10% de las charcas. Las diferentes razones han sido identificadas. El Parque ha puesto en marcha un programa de acción basado en diferentes temáticas. Ayudas técnicas, ayudas financieras, compra de terrenos, cooperación de los agentes del territorio y sensibilidad son los elementos fuertes de este programa particular. Este proceso se inscribe perfectamente en la política de los PNR cuya particularidad es la de fomentar un desarrollo sostenible. Esperemos que el logro de las acciones y los intercambios con otros proyectos parecidos permitan mejorar nuestro programa.

SUMMARY

The municipalities of the Natural Regional Park (P.N.R.) of the Upper Chevreuse Valley have committed themselves on the next ten years to ensure protection of ponds and amphibians preservation. The ponds which are part of the history of this area, are today acknowledged as being useful. In fact they receive a noticeable fauna and flora and thus improve the management of the water system. However these surroundings are threatened as we may notice the disappearance since 10 years of 10% of the existing ponds. After identification of the grounds and reasons of the decline, the P.N.R. has built up an action program based on various topics and the people particularly involved and locally responsible. Technical and financial help, land cooperation and action, all the above proceeding is a strong asset for this program, a leading approach to a sustainable development politic of the Natural Regional Parks. It will be improve if we consider as successful certain actions, exchanges of experiments with other similar projects.

INTRODUCCIÓN

Los Parques Naturales Regionales tienen por objetivo principal el querer mantener un territorio con vida económica, social y cultural, además de querer preservar los espacios naturales. El Parque del Alto Valle de Chevreuse fue creado en 1985. Esa decisión política se ha quedado plasmada en un contrato entre los 21 municipios componentes del Parque, el Estado, la Región (equivalente a la comunidad autónoma) y el Departamento (equivalente a la provincia).

Para lograr su objetivo el Parque tiene que desarrollar 6 ejes principales a partir de los cuales se plantean programas específicos. Uno de esos ejes consiste en "preservar las zonas naturales ecológicamente más ricas y en particular los humedales". El plan de ejecución correspondiente está basado en la gestión y la protección de estas zonas. Varias operaciones han sido planificadas para lograr su objetivo a los diez años.

Los humedales del territorio (bosques, praderas, estanques, charcas) cubren sólo el 6% del territorio y en ellos, sin embargo, se ha censado el mayor número de especies de interés. En este artículo presentaremos las acciones del Parque para la conservación de las charcas en particular, las cuales poseen, además de un interés biológico, una identidad histórica y cultural característica del Alto Valle de Chevreuse.

CONTEXTO Y PROBLEMÁTICA

La primera etapa del plan de ejecución consiste en destacar el interés de las charcas en el patrimonio local así como su estado de conservación y su evolución.

Identidad histórica, cultural y natural de la charca

Diagnóstico del patrimonio histórico y cultural.

Numerosas charcas han sido creadas por necesidad para el hombre. Servían de bebedero para el ganado, de reserva de agua en caso de incendio o recogían las aguas agrícolas. Otras charcas se formaron también después de quedarse abandonadas las canteras de arcilla, de donde se extraía una roca utilizada localmente en la construcción.

Esas charcas son testigos de la vida local. Hoy en día, aunque muchas hayan desaparecido, se siguen utilizando sus nombres para la localización geográfica (toponimia).

Las charcas son también específicas del paisaje donde dejan su huella según la temporada

del año, gracias a las hierbas altas, los arbustos y árboles que crecen en ellas.

Hoy aún sirven como base de animación con los niños que vienen a descubrir la naturaleza. A esa identidad hay que añadir las charcas de jardines como elemento cultural, ya que son un disfrute para los sentidos (vista, olfato, oído) y sirven para el riego.

Diagnóstico del ecosistema.

En la política de censo del Parque, los odonatos y los anfibios aparecen como una prioridad para el territorio. Se han totalizado 13 especies de anfibios, de los cuales 11 figuran como protegidos en la lista nacional de Francia. El total de las especies de odonatos es de 42, de las cuales 5 se encuentran en la lista de especies protegidas en la lista de la Región. Desde el punto de vista de la flora, las charcas son diversas y ricas. Cinco especies aparecen en la lista nacional y nueve en la lista regional de flora protegida.

Esa riqueza se explica por el amplio espectro de charcas tales como charcas temporales, en suelo de arcilla, de arena, charcas antiguas o recientes.

Hoy en día, las charcas se comparan a infraestructuras útiles. En consecuencia su papel es necesario en la ordenación del territorio así como en la gestión del agua. Las aguas de las cuencas vertientes se acumulan temporalmente en charcas que restituyen más tarde el agua al río. Este proceso permite disminuir la cantidad y la rapidez de la llegada del agua al río durante una tormenta.

El agua de las cuencas transporta elementos minerales y orgánicos. Las plantas y bacterias de las charcas se alimentan de dichos nutrientes para desarrollarse, resultando una verdadera depuración natural. Ese proceso es tan eficaz que se utilizan esos ecosistemas como depuradoras de aguas residuales en algunos pueblos de Francia. Por tanto, las charcas contribuyen a la mejora de la calidad del agua de los ríos.

Zonas naturales en vías de alteración.

Cifras.

Al ser de pequeña dimensión, la charca sufre varias amenazas. Durante un siglo, el 70% de ellas han desaparecido. El 10% de esas charcas han desaparecido sólo en estos diez últimos años. Las zonas donde se observó el fenómeno con más fuerza son las tierras agrícolas (52%) y las zonas

urbanas (33%). En cambio, en las praderas da una disminución del 15% en estos 10 años y del 1% en los bosques.

Causas de desaparición.

Una de las razones resulta de la dinámica natural. En esas pequeñas superficies la vegetación tarda más en descomponerse que en crecer. Ese proceso puede acelerarse por causa del hombre. Por ejemplo el fósforo y el nitrógeno son responsables del crecimiento importante de la vegetación.

En las zonas de cultivos agrícolas, muchas charcas fueron rellenadas por resultar una molestia para las máquinas y, además, suponen una pérdida de superficie. Hasta los años noventa, la legislación francesa permitía que se rellenara una charca con el objetivo de mejorar la salud pública. En las zonas urbanas muchas charcas desaparecieron por esa razón.

Causas de alteración.

La calidad del agua de las charcas se empeora por numerosas razones:

- directamente, porque se utilizan para recuperar las aguas residuales de casas aisladas o de pueblos sin depuradora;

- de manera indirecta cuando el agua de la cuenca vertiente de la charca transporta varios elementos de contaminación (hidrocarburos, biocidas...). En consecuencia, la degradación de la calidad se hace sentir en el ecosistema entero.

La ordenación del territorio es también responsable de la degradación de la calidad biológica:

- Durante la reforma agraria de los años ochenta desaparecieron diversos elementos del paisaje (charcas, árboles aislados, bosquetes...), los cuales son indispensables para favorecer los desplazamientos y la actividad de los anfibios (alimentación, reproducción).

- La construcción de carreteras, la impermeabilización, etc., han aislado cada vez más las charcas, lo que supone que los anfibios sean dependientes de una sola charca. Los animales son, en consecuencia, muy sensibles a los riesgos genéticos, demográficos y/o de medio ambiente.

Los diversos usos, la necesidad de mantener la biodiversidad y el interés en la gestión del agua hacen de las charcas un interés particular en el territorio del Parque Natural Regional. Su alteración progresiva justifica un programa de acción.

EL PROGRAMA DE PRESERVACIÓN DE LAS CHARCAS.

Este Programa consiste en acciones de conservación del patrimonio, la creación de nuevas charcas, la información y la comunicación hacia el público y los agentes del territorio.

Los tipos de preservación.

Una ayuda técnica.

El Parque propone una ayuda técnica a toda persona o colectividad que lo desea. Consiste simplemente en un consejo para una decisión o en una ayuda para realizar y montar proyectos de restauración.

Antes de todo se realiza un diagnóstico científico, técnico y del uso deseado por el propietario. Cuando se trata de un simple consejo, después de la fase de encuentro alrededor de la charca, se manda un correo con las proposiciones del Parque. Pero en ciertos casos los ingenieros del Parque se encargan de redactar las recomendaciones para las empresas y de dirigir las obras. Esas recomendaciones no están basadas únicamente en la protección de la biodiversidad. Es esencial garantizar cual es el uso de la charca. Con ese conocimiento se puede proponer un proyecto donde será favorecida la biodiversidad. Ese proceso, uso y después biodiversidad, es indispensable para la preservación duradera de la charca y de su ecosistema.

Ayudas financieras.

Las ayudas del Parque se otorgan con algunas condiciones. Las charcas deben tener un interés ecológico, hidrológico o socio-cultural (uso presente o pasado, importancia para los vecinos). Cada charca tiene una nota según su interés ecológico. Esa nota está basada en la diversidad existente o potencial y en la presencia de especies de interés. Las ayudas se atribuyen con un porcentaje fijo (40% para privados, 60% para colectividades) del coste de las obras. Un contrato de 6 años es firmado entre el Parque y el propietario para definir los compromisos de las dos partes.

Sin embargo, los ingenieros del Parque han tratado de encontrar cuales eran las otras subvenciones que se podían conseguir. Según los casos, se proponen a los propietarios diferentes soluciones de subvención. Existen ayudas provenientes de organismos privados (Fundación "Nicolas Hulot", "Nature et découverte", del "patrimonio") o públicos (Estado, Región). Por ejemplo se ha incluido la creación, la restauración o la preserva-

ción de charcas en programas nacionales existentes (para la agricultura o para los ríos) donde se ha demostrado el interés para el mantenimiento de una agricultura duradera o para la mejora de la hidrológica.

Soluciones jurídicas.

En realidad, dentro del territorio del PNR, nunca se han utilizado las obligaciones reglamentarias para proteger las charcas. En cambio, se han obtenido soluciones mediante acuerdos con los propietarios.

- *Convenios amistosos.* El Parque ha firmado convenios con tres agricultores para garantizar el porvenir de siete charcas localizadas en plena zona agrícola. Durante 6 años el convenio garantiza que no se introduzca ninguna especie animal o vegetal, que ningún producto sea vertido en su interior o alrededor y que cualquier intervención de gestión tiene que ser discutida con los técnicos del PNR.

- *Adquisición.* Con los problemas de degradación del agua en las charcas de zonas agrícolas, intentamos desarrollar la creación de bandas de vegetación en los alrededores. En una operación de restauración de una charca, el Parque ha sido el instigador de una compra por el ayuntamiento, propietario de la charca, de una banda de tierra agrícola de 5 metros a un agricultor.

- *Normas urbanísticas.* El Parque aconseja a los ayuntamientos en los proyectos de ordenación del territorio. Al nivel del municipio se propone que se localicen todas las charcas y que su protección constituya un artículo en la norma urbanística del municipio.

Implicar e informar a los agentes del territorio y habitantes.

La movilización de las asociaciones de protección del medio ambiente se ha hecho mediante la colaboración en los censos, las intervenciones de gestión y las manifestaciones de sensibilización. También el Parque ha trabajado con las asociaciones de inserción profesional para restaurar una charca. Cada vez se ha explicado la política y el contexto de estas acciones a escala del territorio.

En los colegios, se ha puesto en marcha un programa educativo. El primer año se ejecutó este programa en una clase (escuela de primera enseñanza), en la cual, durante un año varias animaciones se han referido a la historia, el interés y el funcionamiento físico y ecológico de los hume-

dales. Al final del año el proyecto se ha terminado con la creación de una charca, la cual sirve hoy en día como soporte pedagógico para todos los alumnos de la escuela. Ese programa fue llevado con mucho éxito, así es que se va desarrollar a otras escuelas. Algunas charcas situadas en los pueblos pueden ser aprovechadas para que los habitantes puedan descubrir el medio ambiente.

Informar del interés patrimonial de las charcas.

La estrategia ha consistido en informar a todos los interlocutores (forestales, sindicatos, administrativos) de la política de protección de charcas del Parque. A nivel individual, se informa a los propietarios de la acción de censo y se realiza un encuentro con cada uno de ellos. A los que están muy interesados, se les envía un fascículo, en el cual cada persona puede leer una información general sobre las charcas así como las especies animales y vegetales que se han censado.

La realización del programa de preservación de las charcas del territorio del Parque Natural Regional del Alto Valle de Chevreuse ha necesitado el visto bueno de los concejales y alcaldes así como la contribución de los agentes del territorio. El objetivo del Parque consiste en mantener las charcas de manera duradera. Para ello y con la intención de mejorar, los ejes de acción del programa tienen que desarrollarse hacia nuevas temáticas. A principios del año 2003 el PNR ha puesto en marcha, con científicos de la facultad, un diagnóstico hidrológico a nivel de las cuencas vertientes. Ese diagnóstico tiene como objetivo identificar las zonas principales de inundación y proponer una ordenación en las cabeceras de cuencas. Las soluciones deberán ser de moderada dimensión y de escaso impacto en el medio ambiente. Presas y estanques serán rechazados.

En el territorio, los hombres han sido los que han creado las charcas pero también los que las han hecho desaparecer. Hoy en día, si las consideramos como ecológicamente interesantes, es el Hombre quien tiene que encontrarles un nuevo uso, pero duradero esta vez. Esa voluntad tiene que ser el resultado de una integración de la naturaleza en la ordenación del territorio.

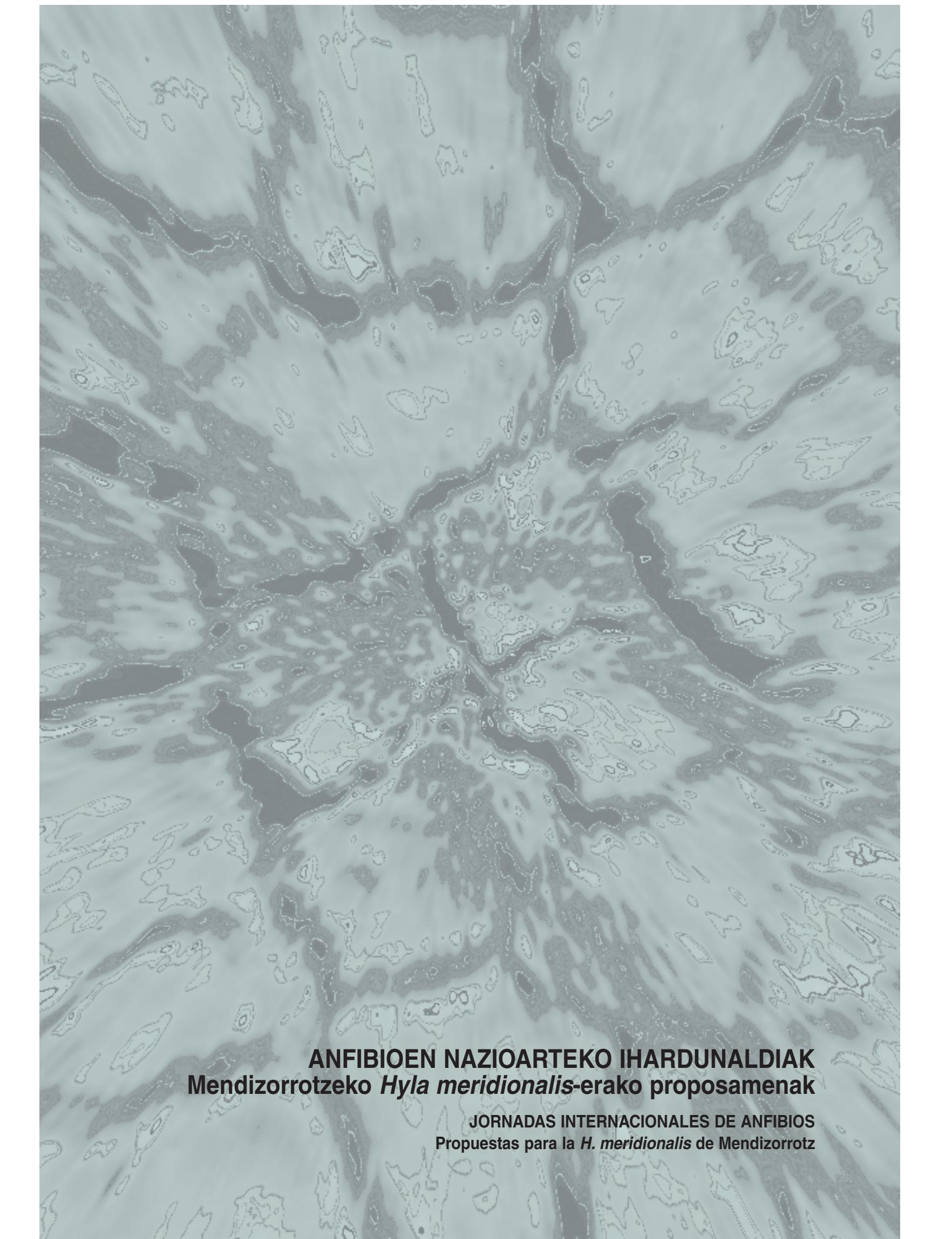
Los Parques Naturales Regionales son unos territorios en los cuales se deben de experimentar otros modos de ordenación. El programa de preservación de las charcas constituye un enfoque interesante. Ese éxito será aún mayor si compartimos las experiencias de otros proyectos.

Foto: Xabier Rubio



Foto: Xabier Rubio





ANFIBIOEN NAZIOARTEKO IHARDUNALDIAK
Mendizorrotzeko *Hyla meridionalis*-erako proposamenak

JORNADAS INTERNACIONALES DE ANFIBIOS
Propuestas para la *H. meridionalis* de Mendizorrotz

ANFIBIOEN NAZIOARTEKO IHARDUNALDIAK

Mendizorrotzeko *Hyla meridionalis*-erako proposamenak

JORNADAS INTERNACIONALES DE ANFIBIOS
Propuestas para la *H. meridionalis* de Mendizorrotz

ONDORIOAK

1. Gaixotasunak ekiditearren neurriak hartzea: lanerako materialeak ongi garbitu, botak esaterako.
2. Ur-kalitatea egokia izan dadin putzuak sakon ikertzea: uren jatorria, eutrofizazio-maila, inguruko nekazal jarduerak; egun aztertzen diren parametroak (fosfatoak, pH, algak,...) aztertzen jarraitu. Putzu inguruko landareria garrantzitsua da.
3. Luzerako populazioen jarraipena egitea. Populazioen kuantifikazioa hasia aurreikusia dago. Markaketak arazoak dituzenez tranpak eta erreklutamendua aipatu dira metodo bezala; ugal-arrakasta neurtzea ere agian nahikoa litzateke. Richard Griffiths jaunarekin hitz egitea gomendatzen da.
Jarraipen akustikoak egitea guztiz gomendagarria. Erreklamo-zintak erabil daitezke.
4. Análisi genetikoa egitea:
 - a) Inguruko *H. meridionalis*-ekiko Donostiako populazioari berezitasunak topatzearen análisis filogeografikoak (gene mitokondrialak erabiliz, adibidez).
 - b) Genetikoki hurbilen diren populazioak aurkitzearen, eboluzio azkarreko markarien análisis. Horrek sartzapenak erraztuko lituzke behar izanez gero.
 - c) Heterozigosi-maila neurtzearen, mikrosateliteen bidezko análisis. Era berean, aleak putzuz putzu migrazioak egiten duten zehaztu.
5. Putzuen iragazkaitasun-arazoak konpontzea (ez da porlana erabili beharrik). Zapaldutako buztinarekin edo butiloarekin iragazkaitzea ongi dago, hasiera batean.
6. Putzuen landarediari buruz: berreskuratze-planean aurrikusitakoa gauzatzea.
Interesgarria litzateke igelak landare horiekiko duen erabilpen-maila zehaztea.
7. Aleak gatibutasunean edo semigatibutasunean haztea. Ikus *Alytes muletensis*-arekin egindakoaren txostena.

CONCLUSIONES

1. Tomar medidas para la prevención de enfermedades: limpieza de material de trabajo, ej. Botas.
2. Control de calidad de aguas: origen, carga ganadera, nivel de eutrofización. Seguir midiendo los parámetros utilizados hasta ahora (fosfatos, pH, algas,...). Dar importancia a la vegetación de orla.
3. Hacer seguimientos poblacionales a largo plazo. Se prevé iniciar una cuantificación de poblaciones. Vistos los problemas que tiene el marcaje, se sugieren métodos como las trampas o mediciones de reclutamiento; quizás fuera suficiente valorar el éxito de reproducción. Se sugiere hablar con el Sr. Richard Griffiths.
Totalmente recomendable hacer seguimientos acústicos. Se podrían, asimismo, utilizar cintas de reclamo.
4. Análisis genético:
 - a) Análisis filogeográfico para establecer el grado de singularidad genética de la población de Donostia en el conjunto de *H. meridionalis* (ej., con genes mitocondriales).
 - b) Análisis con marcadores de evolución rápida para averiguar cuáles son las poblaciones genéticamente más cercanas para, en caso necesario, realizar reintroducciones.
 - c) Análisis de la población con microsatélites para detectar los niveles de heterocigosidad y para adicionalmente determinar si los ejemplares migran de charca en charca.
5. Idoneizar la impermeabilización de las charcas (no es necesario utilizar cemento). En principio, arcilla compactada y butilo sirven como impermeabilizadores.
6. Manejo de vegetación: seguir lo expuesto en el Plan de Recuperación de la especie. Sería de interés medir el grado de utilización de la vegetación por parte de la ranita.
7. Cría en cautividad o semicautividad. Ver el protocolo adjunto para *Alytes muletensis*.

8. Mendizorrotzeko mendizerran Europako Batasunerako Interesgunea (LIC delakoa) sortzea. Lur-eremua babestu beharra dago, bai putzuen ingurua bai putzuen beraien konektantzia (korridoreen bitartez, adbz).

Azpimarratzekoa da, arazo lokala izanik ere, emaitzak plazaratu egin behar direla, beste arazoei aurre egiteko adibide ona izan daitekeelako.

Donostian 2002.eko otsailaren 15etik 17ra egin-dako ihardunaldietan parte hartu dugun ondorengook sinatua.

8. Crear un LIC (Lugar de Interés Comunitario) en Mendizorrotz; definir zona de protección y conexión (ej.corredores).

Subrayar, que siendo éste un problema local, hay que dar a conocer todos los resultados ya que pudiera ser buen ejemplo para intentar resolver otros posibles problemas similares.

Firmado por los presentes en las jornadas realizadas en Donostia-San Sebastián del 15 al 17 de febrero del 2002.

EGITARAUA / PROGRAMA

LAS JORNADAS SE CELEBRARON EN EL AQUARIUM DE DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN

OTSAILAK 15 FEBRERO

- 9:00** Inaugurazioa / Inauguración
- 9:30** Jaime Bosch "Primer caso de declive de anfibios en Europa por quitridiomycosis"
- 10:00** Adolfo Marco "Impacto de la contaminación del agua y de la radiación UV en los anfibios"
- 10:30** Miguel Tejedo "Cómo las variaciones naturales pueden enmascarar procesos de declive en anfibios"
- 11:00** Kafea / Café
- 11:30** Mario García París "Relaciones genéticas y biogeografía en anfibios"
- 12:00** Rafael Márquez "Bióacústica y conservación"
- 12:30** Mahi ingurua / Mesa Redonda
- 13:30** Bazkaria / Comida
- 15:30** Tim Halliday "How the DAPTFs addressing Amphibian Population Declines"
- 16:00** Claude Miaud "Demographic models as tools for conservation actions in Amphibians"

OTSAILAK 16 FEBRERO

- 9:00** Iñigo Martínez Solano "Conservación de anfibios en Madrid"
- 9:30** Alberto Gosá "Restauración de hábitats"
- 10:00** Luis Xavier Barbadillo "Conservación de anfibios en las lagunas de Neila. Situación general de *Hyla meridionalis*"
- 10:30** Carmen Díaz Paniagua "Hábitats y fenología de la reproducción en *H. meridionalis*"
- 11:00** Kafea / Café
- 11:30** Eduardo G. Crespo "Conservación de los anfibios en Portugal. Situación de *H. meridionalis*"
- 12:00** Margarida Ferreira "Simpatria entre *H. meridionalis* y *H. arborea*. Algunos Casos de hibridación entre ambas".
- 12:30** Mahi Ingurua / Mesa Redonda
- 13:30** Bazkaria / Comida
- 15:30** Jon Etxezarreta "Causas de regresión de *H. meridionalis* en Gipuzkoa"
- 16:00** Iñigo Mendiola "La conservación de desde la D.F.G.: *H. meridionalis*"
- 16:15** Antonio Bea "El Plan de Gestión de *H. meridionalis* en Gipuzkoa "
- 16:45** Xabier Rubio "El Plan de Reintroducción de *H. meridionalis* en Gipuzkoa"

- 16:30** Miguel Lizana "Experiencias europeas en la conservación de anfibios"
- 17:00** Kafea / Café
- 17:30** Álvaro Román "El Plan de Recuperación del Ferreret (*Alytes muletensis*)"
- 18:15** Mahi Ingurua / Mesa Redonda
- 19:30** Donostiako Udalan Harrera Recepción en el Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián

- 17:45** Kafea / Café
- 17:30** Mahi Ingurua / Mesa Redonda
- 18:00** Eztabaida Foroa, Ihardunaldien ondorioak: Anfibio Iberiarren kontserbaziorako kudeaketa Foro de discusión, conclusiones de las Jornadas: Estrategias de Gestión para la Conservación de los Anfibios Ibéricos.
- 19:00** Ihardunaldien Amaiera / Clausura Oficial de las Jornadas
- 21:00** Afaria sagardotegi batean / Cena en Sidrería

PONENTES

Jaime Bosch - Doctor, científico del CSIC en el Museo Nacional de Ciencias Naturales.
e-mail: bosch@mncn-csic.es

Adolfo Marco - Científico del CSIC en la Estación Biológica de Doñana. e-mail: amarco@ica.es

Miguel Tejado - Doctor Investigador del CSIC en la Estación Biológica de Doñana.
e-mail: tejedo@ebd.csic.es

Mario García París - Doctor, científico titular del CSIC en el Museo Nacional de Ciencias Naturales.
e-mail: mcnp505@mncn.csic.es

Rafael Márquez - Doctor, científico titular del CSIC en el Museo Nacional de Ciencias Naturales.
e-mail: rmarquez@mncn.csic.es

Tim Halliday - Professor in Biology & International Director Declining Amphibian Populations Task Force (DAPTF) dependiente de la (UICN) Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.
e-mail: T.R.Halliday@open.ac.uk
tim@toadhall.dircon.co.uk

Claude Miaud - Maître de Conférence (Teacher-Researcher) University of Savoie. Resercher "Centre National de la Recherche Scientifique". Vicepresidente de la Sociedad Herpetológica francesa.
e-mail: claudemiaud@univ-savoie.fr

Miguel Lizana - Doctor. Profesor titular en la Universidad de Salamanca. Vocal de Conservación de la Asociación Europea de Herpetología y asesor de la U.E. e-mail: lizana@usal.es / lizana@gugu.usal.es

Alvaro Román - Biólogo de la Asociación para la Recuperación del Ferreret.
e-mail: ferreret@readyfoft.es

Iñigo Martínez Solano - Investigador del CSIC. Museo Nacional de Ciencias Naturales.
e-mail: iñigo@mncn-csic.es

Alberto Gosá - Biólogo de la Sección de Vertebrados de la S.C.Aranzadi.
e-mail: agosa@telefonica.net

Luis Javier Barbadillo - Profesor de la Universidad Autónoma de Madrid y del Ministerio de Educación. e-mail: iba0000@olmez.pntic.mec.es

Eduardo G. Crespo - Doctor, Catedrático, Profesor titular en la Universidad de Lisboa. Presidente de la Asociación Herpetológica de Portugal.
e-mail: egcrespo@fc.ul.pt

Margarida Ferreira - Investigadora del Centro de Biología Ambiental Universidad de Lisboa.
e-mail: margarida.ferreira@fc.ul.pt

Jon Etxezarreta - Biólogo de la Sección de Vertebrados de la S.C.Aranzadi.
e-mail: jeietxezarreta@euskaltel.net

Iñigo Mendiola - Biólogo Técnico de Fauna Silvestre de la Diputación Foral de Gipuzkoa.
e-mail: imendiola@nekazari.gipuzkoa.net

Antonio Bea - Doctor Empresa EKOS Estudios Ambientales. e-mail: a.bea@ekos-sl.com

Xabier Rubio - Biólogo de la Sección de Vertebrados de la S.C.Aranzadi y de la Asoc.Naturalista Haritzalde.
e-mail: oxabi@euskalnet.net



Fotos: Jornadas que se celebraron en el Aquarium de Donostia-San Sebastián, sobre la conservación de anfibios.