

Universidad de Granada

Facultad de ciencias

Departamento de Zoología



Tesis Doctoral

**Análisis de los microhábitats acuáticos de
la Cuenca Mediterránea Andaluza y su
importancia para los anfibios mediante el
uso de modelos espaciales**

María Isabel Benítez Lechuga

Granada, 2015

Editor: Universidad de Granada. Tesis Doctorales

Autora: María Isabel Benítez Lechuga

ISBN: 978-84-9125-765-3

URI: <http://hdl.handle.net/10481/43497>

Tesis impresa en Granada, noviembre 2015

Como citar:

Benítez M. (2015) **Análisis de los microhábitats acuáticos de la Cuenca Mediterránea Andaluza y su importancia para los anfibios mediante el uso de modelos espaciales.** Tesis doctoral. Universidad de Granada. España.

Todas las fotos han sido realizadas por la autora de la tesis y Manuel Chiroso.
Portada diseñada por M Chiroso

Análisis de los microhábitats acuáticos de la Cuenca
Mediterránea Andaluza y su importancia para los
anfibios mediante el uso de modelos espaciales

Memoria de tesis doctoral presentada por la Licenciada
María Isabel Benítez Lechuga para optar
el Grado de Doctora en Biología por la
Universidad de Granada

Tesis realizada bajo la dirección del Dr.
Raimundo Real Giménez

VºBº director



La doctoranda

Fdo. Dr. Raimundo Real Giménez



Fdo. María Isabel Benítez Lechuga

Granada, 2015



Dr. Raimundo Real Giménez, Catedrático de Zoología del Departamento de Biología Animal de la Universidad de Málaga.

Como Director de la Tesis y hasta donde mi conocimiento alcanza el trabajo ha sido realizado por la doctoranda bajo mi dirección y se han respetado los derechos de otros autores a ser citados, cuando se han utilizado sus resultados o publicaciones. Así mismo, el trabajo reúne todos los requisitos de contenido, teóricos y metodológicos para ser admitido a trámite, a su lectura y defensa pública, con el fin de obtener el Grado de Doctora en Biología, y por lo tanto AUTORIZO la presentación de esta Tesis para su defensa y mantenimiento de acuerdo con lo previsto en el Real Decreto 99/2011, de 28 de enero.

Fdo. Dr. Raimundo Real Giménez

La doctoranda **María Isabel Benítez Lechuga** y el director de la tesis **Raimundo Real Giménez**

GARANTIZAMOS, al firmar esta tesis doctoral, que el trabajo ha sido realizado por la doctoranda bajo la dirección del director de la tesis y hasta donde nuestro conocimiento alcanza, en la realización del trabajo, se han respetado los derechos de otros autores a ser citados, cuando se han utilizado sus resultados o publicaciones.

Granada 15 de octubre de 2015

Director de la Tesis

Doctoranda



Fdo.: María Isabel Benítez Lechuga

Fdo.: Dr. Raimundo Real Giménez

“Si constituye el único paisaje que nosotros, los inconstantes,
solemos añorar, se debe mayormente a que
se disuelve en el agua. Advierte estas laderas suavizadas
con su fragancia externa de tomillo y, debajo,
un sistema secreto de cuevas y conductos; oye los manantiales
que surten dondequiera con risas ahogadas,
ofreciendo piscinas privadas a sus peces y tallando
cañadas diminutas cuyos muros acogen
al lagarto y la mariposa; estudia esta región
de distancias pequeñas y enclaves definidos.”

W.H. Auden

Elogio de la caliza

Los Señores del límite.

“La rana o sapo fue sorprendida por la culebra cuando quería comerse alguna
alimaña pequeña, pero la culebra fue sorprendida cuando acababa de comerse
al sapo. Y el cocodrilo fue cazado y muerto cuando acababa de tragarse a la
culebra. Ahora el hombre era el último peldaño de aquella curiosa relación de
fracasos y victorias.”

R.J. Sender

La aventura equinoccial de Lope de Aguirre

A mi hijo Víctor

Agradecimientos

Esta tesis doctoral se ha realizado gracias al acuerdo específico suscrito por la Agencia Andaluza del Agua (Junta de Andalucía) y la Universidad de Granada para el desarrollo del "Proyecto de Restauración y Gestión de Microhábitats Acuáticos en la Cuenca Mediterránea Andaluza", gestionado por la Fundación General UGR-Empresa. Mi primer agradecimiento es para las administraciones que han hecho posible la realización de este trabajo, y a las personas que lo han facilitado (Hermelindo Castro, José María Fernández "Pipo", Julia Espina). También por haber permitido y facilitado los accesos a lugares restringidos, a los que además me han acompañado a veces agentes forestales (Pablo Galdo, Fany, Menchu, Antonio Huete, Damian, Blanca Ramos, Javier Cano).

A los miembros del tribunal por su atención, aceptación y ofrecimiento para leer y entender esta investigación.

Quiero agradecer a Raimundo, mi director de tesis, las enseñanzas que me ha transmitido, todo lo que ha puesto a mi disposición y la paciencia con la que siempre me ha atendido. Del grupo de Málaga, también tengo mucho que agradecer a David Romero por su atención, apoyo y ayuda incuestionable y en cualquier momento. También al resto del equipo de investigación por su apoyo, amabilidad y acogida.

A Plegue, mi amigo y maestro, por la experiencia investigadora que me ha transmitido y por darme la oportunidad de trabajar en algo que me ha ilusionado mucho. Al resto de los miembros del grupo de investigación (Mónica, Jesús, Diego, Juanra, Xavier, Soumía, Esme, Senda, Paco), y del departamento de Zoología (Manolo Tierno, Marta, Adela, Rocío, Marisa) por sus sugerencias, consejos y por haberme acompañado, animado y orientado durante tanto tiempo, incluso en las salidas al campo. Y a Paco Valle porque siempre he podido contar con él.

A los miembros del departamento de genética (Miguel Burgos, Carmelo, Roberto, Paqui) que han tenido la paciencia para enseñarme las técnicas y los conocimientos necesarios para la realización del artículo del capítulo 13.

A Miguel Tejado (Estación Biológica de Doñana), Juan Paco (Universidad de Sevilla) y el equipo del CIBIO de Oporto con los que he pasado buenos ratos y charlas acerca de un objetivo común, el conocimiento de las poblaciones del sapo partero bético.

A Rafa (Museo de Ciencias Naturales) por su amabilidad y por darme la oportunidad de trabajar en un buen y gran proyecto. A Diego por sus consejos y su ayuda en el diseño de la tesis.

Especialmente a Luis Javier Chiroso "Luja" (Universidad de Granada) por el consejo técnico acertado en el momento justo, que me aclaro el camino a seguir en el método de un trabajo científico como este. Y a Presentación Carrillo "Pre" por su apoyo, interés y consejo en la recta final de la tesis. Sin su ayuda no habría conseguido este fin.

A mi familia en el sentido genérico, todas las personas cercanas que me habéis comprendido y habéis seguido mis buenos y malos ratos. A mis padres especialmente que han comprendido mi limitación de tiempo y han esperado con paciencia.

Y a Manolo, con el que no tengo palabras, porque no somos dos, somos uno en muchas cosas.

Índice

Bloque I. Introducción

1. Justificación y Resumen	1
1.1. Esquema de la tesis	1
1.2. Resumen.....	3
2. Introducción.....	6
2.1. Hábitats acuáticos naturales en ambientes mediterráneos	7
2.2. Hábitats acuáticos artificiales.....	9
2.3. Relación del hombre con el agua y los anfibios en el sureste ibérico	10
2.4. Resumen evolutivo de la clase <i>Amphibia</i>	13
2.5. Biogeografía evolutiva del sureste ibérico.....	14
2.6. Biogeografía y conservación	19
3. Objetivos.....	21

Bloque II. Material y Métodos

4. Área de estudio	25
4.1. Medio Físico.....	25
4.2. Clima	26
4.3. Usos del suelo y actividad económica.....	32
4.4. Especies de anfibios	35
5. Toma de datos	40
5.1. Recopilación de información.....	40
5.2. Caracterización de los microhábitats acuáticos	42
5.2.1. Definición	42
5.2.2. Tipología.....	43
5.2.3. Muestreo del microhábitat.....	46
5.3. Muestreo de anfibios	47
6. Análisis de datos.....	49
6.1. Variables y factores	49
6.2. Regresión Logística, Favorabilidad y Modelos Ambientales.....	52
6.3. Ensayos realizados	57

Bloque III. Resultados: Caracterización geográfica y ambiental de los microhábitats acuáticos

7. Selección de puntos de agua potencialmente adecuados para los anfibios.....	61
7.1. Introducción	61
7.2. Metodología	64
7.3. Resultados	65
7.3.1. Puntos de agua compilados.....	66

7.3.2. Puntos de agua muestreados.....	69
7.3.3. Puntos de agua y sistema administrativo	70
8. Características eco-geográficas de los microhábitats de agua dulce usados por los anfibios	73
8.1. Introducción	73
8.2. Metodología	74
8.3. Resultados	75
9. Factores ecológicos de los microhábitats acuáticos relevantes para los anfibios a distintas escalas geográficas	92
9.1. Introducción	92
9.2. Material y métodos	93
9.3. Resultados	93
10. Selección de hábitat acuáticos: núcleo y periferia.....	99
10.1. Introducción	99
10.2. Resultados	99
10.2.1. Estructura espacial.....	99
10.2.2. Variables del núcleo y de la periferia.....	100
10.2.3. Comparación entre zonas geográficas.....	104

Bloque IV. Resultados: Herramientas para la Conservación

11. Indicador multivariable para valorar el estado de conservación de los microhábitats acuáticos	111
11.1. Introducción	111
11.2. Metodología	113
11.2.1. Descripción de variables para la valoración.....	114
11.2.2. Valoración total.....	126
11.3. Resultados	127
12. Identificación de áreas importantes para la conservación de los microhábitats acuáticos: Lugares Singulares	129
12.1. Introducción	129
12.1.1. Cuencas hidrográficas.....	129
12.2. Metodología	132
12.2.1. Índice Combinado de Biodiversidad	133
12.2.2. Macrófitos amenazados	135
12.2.3. Macroinvertebrados amenazados.....	136
12.3. Resultados	138
12.3.1. Índice Combinado de Biodiversidad	138
12.3.2. Macrófitos y Macroinvertebrados amenazados.....	142
12.3.3. Propuesta de Lugares Singulares	144
13. Propuestas de Conservación. El caso de <i>Alytes dickhilleni</i>	155
13.1. Introducción	155
13.2. Metodología	156

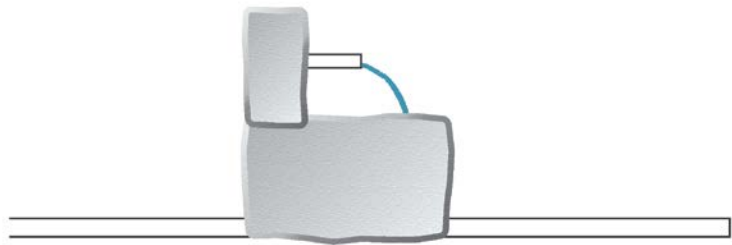
13.3. Resultados	159
13.3.1. Estructura genética de las poblaciones.....	159
13.3.2. Propuestas de gestión y restauración de microhábitats.....	160

Bloque V. Enfoque final

14. Discusión	165
14.1. Análisis previo de los datos geográficos	165
14.2. El papel de la altitud y la situación geográfica	168
14.3. Características de los microhábitats.....	170
14.4. Factores relevantes	173
14.5. El efecto del esfuerzo de muestreo.....	178
14.6. Selección de variables a distintas escalas geográficas.....	180
14.7. Herramientas para la conservación	185
15. Conclusiones	190
16. Bibliografía	193
17. Apéndices	219
17.1. Apéndice I. Ficha de campo	219
17.2. Apéndice II. Estadística descriptiva de las variables.....	222
17.3. Apéndice III. Tablas de valoración de los puntos de agua muestreados	223
17.4. Apéndice IV. Artículo de referencia del capítulo 13	245

Bloque I

Introducción



1.- Justificación y Resumen

Esta tesis está basada en el proyecto: “Propuestas de restauración y gestión de microhábitats acuáticos en la Cuenca Mediterránea Andaluza”, desarrollado en el marco del acuerdo firmado entre la Agencia Andaluza del Agua de la Junta de Andalucía y la Universidad de Granada.

Este proyecto ha supuesto el impulso de una línea de investigación con objetivos de conservación, restauración y gestión, que ponen el acento en los pequeños ecosistemas acuáticos como: charcos eventuales, regueros, fuentes, albercas, estanques, abrevaderos, manantiales y pequeñas charcas.

Aunque existen iniciativas similares en otros lugares (González-Miras et al. 2003; Junta de Andalucía 2010; Sancho y Lacomba 2010), en nuestro país y fuera de él, no cabe duda de que se trata de un tema novedoso en el marco de las políticas activas de conservación de la biodiversidad y la gestión de los sistemas acuáticos.

Como pasa con frecuencia, a pesar del esfuerzo realizado para conocer al máximo detalle el objeto de nuestro estudio, son muchos los interrogantes que quedan sin resolver y las expectativas abiertas que, sin duda, constituyen un estímulo para el futuro.

1.1.- Esquema de la tesis

La estructura de la tesis sigue el formato tradicional de un trabajo científico. En la introducción se recogen los trabajos publicados sobre pequeños puntos de agua y anfibios, se describe la relación del hombre con estos puntos de agua y la historia evolutiva de los anfibios que habitan el sureste ibérico. También se recogen las ideas que respaldan el método que se utiliza en la tesis. No obstante alguna metodología específica está explicada en el capítulo correspondiente.

El bloque de material y métodos contiene las características del área de estudio, el método de muestreo, la recogida de datos y el análisis de los

mismos. La amplitud de este capítulo se debe a varias razones: la extensión propia del territorio, su complejidad geográfica y la relación tan estrecha que tiene el mismo con los dos objetos de estudio, los anfibios y los hábitats acuáticos. Además las variables con las que se realizan los modelos ambientales no están publicadas en bases de datos, sino que están tomadas *in situ* y por tanto la morfología del territorio tiene gran peso en los datos.

Los resultados están divididos en dos bloques que responden a las dos tendencias en los objetivos. Por un lado se pretende profundizar en las características de los hábitats acuáticos usados por los anfibios, y por otro conservar tanto los hábitats como las especies que presentan.

Algunos capítulos de los dos bloques de resultados presentan además la metodología específica para desarrollar ese capítulo. El capítulo 7 muestra un método de análisis descriptivo y sintético de los datos previos. Era necesario establecer criterios de selección de estos datos para tener una información útil para el desarrollo del estudio.

En los capítulos 8, 9 y 10 se construyen modelos geográficas y ambientales a partir de la regresión logística y la función de favorabilidad, para analizar las variables de los microhábitats desde distintos enfoques. En el 8 se estudian los factores ambientales y el factor geográfico de forma independiente, partiendo de todos. En el capítulo 9 se obtienen modelos a distintas escalas geográficas, de tal manera que el factor geográfico condiciona la selección de las variables ambientales. Y en el capítulo 10 se comparan las características de los microhábitats acuáticos de cada especie en dos zonas geográficas de distribución, el núcleo y la periferia.

En los capítulos 11, 12 y 13 se aplican diferentes metodologías con un objetivo común, aportar razones científicas y propuestas para contribuir a la conservación de los anfibios y sus hábitats.

En el capítulo 11 se realiza una valoración ecológica de cada microhábitat con objeto de establecer prioridades a la hora de proponer medidas de conservación.

Con la información geográfica de esta valoración y la suma de otras se elabora el capítulo 12. La presencia de ciertas especies amenazadas de macroinvertebrados y flora acuática indica si una zona puede tener hábitats de interés. Esta información está disponible solo a nivel de cuadrícula UTM 10x10. Si además se hace un estudio del Índice Combinado de Biodiversidad de cada cuadrícula en cuanto a las especies de anfibios, disponemos de un contenido que superpuesto geográficamente a las otras capas, muestra las zonas más relevantes según estos cuatro criterios.

El capítulo 13 está dedicado al estudio de *A. dickhilleni*, una especie amenazada para la que es necesario proponer medidas de conservación. Las propuestas se apoyan en los datos de campo obtenidos y en un estudio genético del estado de sus poblaciones.

El último bloque incluye la discusión de los resultados de todos los capítulos. A continuación se añaden las conclusiones, la bibliografía de toda la tesis y los apéndices. El formato bibliográfico en el que están escritas todas las referencias de esta tesis es el de la revista Biodiversity and Conservation.

1.2.- Resumen

Es obvio, pero no menos cierto, que el agua es un elemento clave para la vida, y que configura el medio ambiente y el desarrollo humano. Sin embargo, este recurso ha pasado de ser abundante y gratuito a escaso y costoso, por lo que se ha convertido en un elemento a conservar.

El discurso de esta tesis versa sobre hábitats acuáticos de agua dulce de pequeño tamaño, su uso antrópico, y la forma de compaginar este uso con la conservación de los anfibios. Esta relación tiene una perspectiva ecológica en la que el ser humano forma parte de los ecosistemas acuáticos y como elemento inteligente de ellos, debe estudiar la manera de compartir este recurso con el resto de los seres vivos. También tiene una historia en lo que se refiere a la relación humana y la cultura del agua. Y por último una perspectiva evolutiva que refleja como los anfibios, han llegado hasta estos

pequeños ecosistemas, y cual es la problemática que encuentran dentro del panorama actual.

Para abordar esta relación tan compleja se han utilizados dos enfoques, uno que tiene como objetivo conocer las características de los hábitats acuáticos usados por los anfibios, y otro que aporta elementos para la conservación de los mismos.

El ámbito de estudio se enmarca en el sureste peninsular, dentro de los límites de las cuencas hidrográficas andaluzas que vierten al mar Mediterráneo. Una franja costera con grandes diferencias climáticas de oeste a este, y un paisaje muy accidentado.

El primer enfoque se basa en el análisis de la selección de hábitats acuáticos, primero según su situación geográfica, y después según las características locales de los mismos. Para cada especie se construyen modelos de favorabilidad geográfica en los que se visualizan las zonas núcleo y las zonas periféricas. Después se analizan los tipos hábitats y las características de los mismos, seleccionadas en cada zona, y comparándolas entre sí. Se construyen modelos de favorabilidad ambiental a distintos niveles de favorabilidad geográfica.

En segundo lugar un enfoque conservacionista de los lugares que han seleccionado los anfibios y las características de los mismos. Para ello se realiza una valoración cuantitativa de cada punto muestreado según 9 criterios que incluyen factores ecológicos, accesibilidad de los anfibios al hábitat, estado de conservación del mismo, o presencia de anfibios amenazados. En otro capítulo se hace una propuesta de lugares singulares utilizando varias capas de información geográfica. La valoración cuantitativa de cada hábitat muestreado es una de ellas, y es diferente a las otras capas porque esta es puntual, basada en las coordenadas geográficas (longitud y latitud). Las otras capas de información están basadas en cuadrículas UTM 10x10 con presencia de macroinvertebrados amenazados, con flora acuática amenazada, y cuadrículas con un valor alto del Índice Combinado de

Biodiversidad. La superposición de todas las capas muestra los lugares importantes para los anfibios, desde el punto de vista de los hábitats acuáticos.

El último capítulo está dedicado a la conservación del sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*) una especie amenazada que tiene poblaciones relevantes dentro del área de estudio. Se utilizan herramientas genéticas para estudiar el estado de sus poblaciones, que junto con los datos de campo, son la base para realizar propuestas para la conservación de sus hábitats acuáticos.

Las conclusiones de los modelos geográficos muestran dos zonas favorables para la mayoría de las especies, una zona occidental y otra en el centro del área de estudio, coincidiendo con cadenas montañosas.

La tipología del hábitat es importante para todas las especies, destacando los de origen natural. Entre los artificiales destacan los pozos de estructura antigua y la balsa de tierra. La conservación de los hábitats y su grado de conectividad son dos variables significativas para los anfibios.

En la zona núcleo de cada especie se seleccionaron características parecidas entre las diez especies estudiadas, y tenían que ver con rasgos naturales. En las zonas periféricas sin embargo cada especie presenta variables diferentes entre sí, y diferentes con respecto a las seleccionadas en el núcleo, pero la más frecuente es el estado de conservación.

Los hábitats acuáticos mejor valorados se encuentran en zonas interiores y montañosas. Los Lugares Singulares para los anfibios desde el punto de vista de sus hábitats reproductivos se encuentran también en zonas montañosas, salvo alguna excepción. Esto nos indica que la climatología y orografía de la Cuenca Mediterránea Andaluza favorece la existencia de microhábitats acuáticos adecuados para los anfibios.

Las montañas situadas en el centro albergan un grupo de haplotipos de *A. dickhilleni* diferente a los demás y con un carácter monofilético. Los resultados de los análisis genéticos apuntan a esta zona como posible refugio

en las últimas glaciaciones. El resto de los grupos manifiestan altos niveles de diversidad genética pero diferencias muy marcadas entre ellos, lo que evidencia un flujo génico muy bajo.

El riesgo en el que se encuentran las poblaciones de esta especie desde hace cientos de años, separadas en las cadenas montañosas, fundamentan la necesidad de recuperar sus lugares de reproducción. Es importante crear nuevos hábitats en zonas de conexión entre las poblaciones para evitar la fragmentación. Siendo una especie que necesita aguas permanentes tenemos que recurrir a la adaptación de los sistemas de almacenamiento de agua artificiales. Hay evidencias de que la recuperación de algunas de sus poblaciones depende de estos lugares a los que tradicionalmente se ha adaptado bien y para los que ahora no hay alternativa.

2.- Introducción

Las aguas continentales son esenciales para el establecimiento de la vida en la tierra, su acumulación genera hábitats acuáticos diversos y con gran riqueza biológica. Están formadas por aguas subterráneas y aguas superficiales que discurren hacia el mar entrelazándose y originando numerosos puntos de agua (Castillo 2002). Los manantiales, rezumes, minas de agua, charcas temporales, lagunas naturales, arroyos, etc., se generan como consecuencia de la lluvia y por el surgimiento de las aguas subterráneas contenidas en el subsuelo (Benavente 2008). Los hábitats acuáticos de pequeñas dimensiones son los más frecuentes y se encuentran dispersos por el territorio constituyendo, en ambientes áridos, verdaderos oasis de vida.

En la cuenca mediterránea, estos hábitats presentan características propias (Bécares et al. 2004), que favorecen la presencia de anfibios. Los anfibios en general, son buenos indicadores del estado de conservación de los hábitats acuáticos, ya que parte de su ciclo de vida está ligada a los

cuerpos de agua (Duelman y Trueb 1986). Además presentan algunas características que los hacen más vulnerables que otros grupos de vertebrados a las alteraciones ambientales de los ecosistemas lénticos, como su piel permeable a los agentes químicos, o complejas interacciones en los ecosistemas (Böll et al. 2013). Son dependientes tanto del medio terrestre como del acuático puesto que tienen fase terrestre y acuática, y están estrechamente ligados a sus hábitats y biotopos debido a su escasa movilidad, afectándoles directamente los cambios locales que impliquen destrucción, alteración o contaminación de los mismos (Welsh y Ollivier 1998).

La relación de los anfibios con estos medios es tan estrecha que ha trasgredido la frontera de la presencia humana, y a lo largo de la prehistoria y de la historia humana, los anfibios han usando los medios artificiales. Pero para indagar en el estudio de estos hábitats y en su relación con los anfibios, debemos conocer lo que se ha investigado anteriormente sobre medios naturales y artificiales en ambientes áridos. Así como esbozar la historia de la incidencia humana con respecto al agua, en la zona de estudio.

2.1.- Hábitats acuáticos naturales en ambientes mediterráneos

Uno de los hábitats de distribución mundial con mayor biodiversidad son las charcas temporales, que en ambientes mediterráneos constituyen áreas prioritarias según la Red Natura 2000 (Ruiz 2008), y están presentes en las cinco regiones del mundo con clima mediterráneo (Rhazi et al. 2009). Las charcas temporales mediterráneas (Mediterranean temporary ponds) son masas de agua poco profundas, que se inundan en invierno o en primavera por un período suficientemente largo como para permitir el desarrollo de fauna y vegetación acuática (Dimitriou et al. 2006; Zacarías et al. 2008; Ghosn et al. 2010). Existen muchos tipos y son difíciles de clasificar debido a sus diferencias de tamaño (desde simples charcos sobre rocas de dimensiones menores a 1 m² de superficie y menos de 50 cm de profundidad,

hasta lagos o zonas inundadas de poca profundidad que pueden cubrir varios cientos de metros), hidroperiodo (permanente, semipermanente según las estaciones del año, o según los años de lluvia), suministro de agua (lluvias, manantiales, zonas de inundación de arroyos o ríos etc.), salinidad, etc. (Biggs et al. 2005; Zacharias et al. 2007). Han sido ampliamente estudiados porque a pesar de su pequeño tamaño albergan un alto número de especies endémicas y su presencia en este clima le otorga un gran valor para numerosas especies de insectos (Perez-Bote et al. 2005; Warwick y Brock 2003; Kneitel y Lessin 2010) y de anfibios (Díaz-Paniagua 1990; Richter-Boix et al. 2006a; Gómez-Rodríguez et al. 2009) entre otras.

Los arroyos temporales o permanentes, se han estudiado ampliamente desde el punto de vista de la calidad de sus aguas y de los invertebrados que albergan (Alba-Tercedor et al. 2002; Sanchez-Montoya et al. 2010). Para los anfibios, los arroyos y sus riberas son hábitats naturales tradicionales (Welsh y Ollivier 1998; Olson et al. 2007). En las regiones mediterráneas estos medios suelen ser temporales y los anfibios se han adaptado a su estacionalidad (Manenti et al. 2008; Ficetola et al. 2011). Welsh y Ollivier (1998) estudiaron la capacidad de los anfibios para actuar como indicadores del estado de conservación de zonas intervenidas.

Existen otros hábitats de pequeño tamaño y aguas limpias, originados por manantiales, surgencias o rezumes, que forman ecosistemas frágiles, con alta biodiversidad, endemidad y vulnerabilidad (Barea-Azcón et al. 2008; García y Reques 2008). De hecho estos lugares albergan especies únicas, de invertebrados que dependen exclusivamente de ellos (Arconada et al. 2007; Abellán et al. 2005), como se ha puesto de manifiesto en el Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía (Barea-Azcón et al. 2008). En cuanto a la flora, se ha demostrado la importancia de los macrófitos como estructuradores de los ecosistemas lénticos (Camacho et al., 2009), y aunque no existe bibliografía específica de manantiales (García y Reques 2008), los macrófitos que crecen

en estas aguas limpias, se usan como indicadores de su calidad (Goslee et al. 1997). Para algunas especies de anfibios, estos lugares dispersos y en muchos casos aislados contribuyen a mantener sus poblaciones (Russell et al. 2002). Para el resto de los vertebrados, aves mamíferos o reptiles, estos puntos de agua y el entorno vegetal que generan les ayuda en su dispersión o en las funciones vitales: alimentación, depredación, descanso, desplazamientos, etc.

2.2.- Hábitats acuáticos artificiales

El agua es un recurso compartido entre todos los seres vivos. También es un bien preciado para la actividad humana y el desarrollo económico de las civilizaciones. El ser humano forma parte de los ecosistemas aunque su relación con ellos sea en muchos casos conflictiva. Las infraestructuras relacionadas con la captación, conducción o acumulación de agua son innumerables, no obstante algunas especies se han adaptado a vivir en ellas con más o menos éxito según las convergencias del uso humano y los ciclos de desarrollo animal. Los anfibios son uno de los grupos animales que se han visto afectados negativamente por la actividad humana (Welsh y Ollivier 1998; Beebee y Griffiths 2005; Beja y Alcazar 2003; Cushman 2006; Casas et al. 2012), pero también han colonizado sus infraestructuras acuáticas (Banks y Laverick 1986; Lehtinen y Galatowitsch 2001; Casas et al. 2012).

En los últimos veinte años se han incrementado los estudios científicos sobre los anfibios y su interacción con los hábitats acuáticos artificiales (Hamer y McDonnell 2008). Brand y Snodgrass (2010) demostraron que los anfibios se reproducen tanto en charcas naturales como en charcas artificiales y que los humedales antropogénicos mantenían la actividad reproductiva cuando los naturales estaban secos.

La substracción de agua de los arroyos o mediante los numerosos pozos que existen actualmente, ha provocado un descenso en el nivel freático, pero al mismo tiempo ha hecho proliferar los sistemas artificiales de

almacenamiento de agua. Algunos de ellos son adecuados para los anfibios pero otros son nefastos llegando incluso a constituir sumideros de biodiversidad. Por ello se están realizando esfuerzos para construir nuevos hábitats acuáticos que ayuden a conservar las poblaciones, aunque algunas especies como el *Bufo calamita* (Ruhí et al. 2012), se adaptan mejor que otras (Knutson et al. 2004).

También se han restaurando hábitats artificiales adecuándolos para el uso de los anfibios: garantizando el suministro de agua, construyendo rampas para evitar la muerte de ejemplares por caída, etc (Sancho y Lacomba 2010; González-Miras et al. 2012a). Proyectos de este tipo han proliferado en nuestro país en diferentes ciudades tales como Bilbao, Barcelona, Burgos, Badajoz, Murcia, Valencia, Granada, Córdoba, Cádiz, Almería, auspiciados por grupos conservacionistas o entidades públicas. Estos suelen ser poco costosos y en su mayoría realizados por voluntarios.

Sin embargo no siempre es beneficiosa esta relación, porque el agua es un recurso pero también un desecho y por otro lado, los anfibios son los vertebrados más amenazados del mundo. Una de las principales causas del declive de los anfibios a nivel mundial, es la alteración y destrucción de sus hábitats (Stuart et al. 2004).

2.3.- Relación del hombre con el agua y los anfibios en el sudeste ibérico

En la cuenca mediterránea está el origen de nuestra civilización y a la vez constituye uno de los 25 “hotspots” de biodiversidad definidos a escala mundial (Myers et al. 2000). Estos sucesos paralelos han evolucionado desigualmente en detrimento de la biodiversidad. La historia de la presencia humana va unida al agua y con ella a la de otros seres vivos, como los anfibios. En cada área geográfica ha derivado de una manera según las peculiaridades de las civilizaciones que las pueblan y la dinámica morfológica, climática e hidrológica particular de esta zona.

El sur de la Península Ibérica ha sido poblada desde hace un millón y medio de años según los restos del hombre de Orce (Gilbert et al. 1998). Desde entonces todas las civilizaciones se han asentado entorno a ríos, arroyos o manantiales y han desarrollado una cultura del agua.

En la edad de los Metales se desarrolló en Almería la llamada cultura de Los Millares (2500 a. C.) que giraba en torno al cobre, bajo la que se realizaron multitud de excavaciones mineras. De esta primera civilización con asentamientos agrícolas y ganaderos, se conocen los restos más antiguos de acequias (Arribas 1976). En la Edad del Bronce, hacia el 1700 a. C, se conoce el auge de las prácticas metalúrgicas de la cultura de El Argar en el sureste andaluz (Arribas 1976; García-Alix et al. 2013). Desde entonces hasta la actualidad, han proliferado las balsas, estanques, pilones, fuentes y abrevaderos, que mantenían la industria metalúrgica, la agricultura y la ganadería.

Después de este periodo prehistórico se produjo el asentamiento de algunos pueblos en las zonas bajas de Andalucía, como los fenicios que siendo comerciantes por el Mediterráneo, llegaron a establecerse en las costas y fundaron las ciudades de Cádiz y Málaga. Los fenicios situaban sus ciudades sobre aguas subterráneas y construían galerías para extraer el agua y conducirla al recinto amurallado. Comerciabán con los Tartesos, los griegos y los cartagineses. El imperio Cartaginés construyó grandes obras hidráulicas (puertos, canales, acueductos), fruto de una gran organización social y un poderío económico, que se enfrentó al imperio Romano.

Andalucía se incorporo a la civilización occidental con la llegada de los romanos. El imperio romano desarrollo en sus provincias grandes obras de ingeniería, entre ellas la construcción de infraestructuras hidrológicas de abastecimiento de agua a las ciudades y de regadío, como: canales, embalses, puentes, acueductos etc (Lagóstena et al. 2009).

Los musulmanes apreciaban y disfrutaban del agua por eso aportaron nuevas ideas sobre el aprovechamiento y la organización territorial del agua.

Llegaron a cambiar en algunas zonas el paisaje árido del sureste por un mosaico verde incluso en verano, gracias a la creación de una gran red de acequias, albercas, aljibes, baños, etc., que aún subsisten en la actualidad. Con su expulsión, Andalucía oriental entró en una etapa rural que no se vio favorecida por las riquezas que llegaban de América. Más bien al contrario, la deforestación que se produjo para abastecer la demanda de construcción de barcos también le afectó al sureste. El predominio del mundo rural se mantuvo durante siglo XVIII en el que el estado de las cosechas era el dato fundamental. En el siglo XIX se produjo la revolución industrial pero a esta zona vino con retraso.

En el siglo XX se produjeron grandes cambios generados por la guerra civil. Por un lado en la posguerra el campo estaba despoblado, deteriorado y las condiciones de trabajo eran muy duras, muchos campesinos emigraron a las ciudades o a otros países. El éxodo a las grandes ciudades continuó en los años cincuenta y sesenta de tal manera que la campiña andaluza se vació. Pero paralelamente se produjeron grandes obras de ingeniería hidráulica, los pantanos, y al mismo tiempo las repoblaciones forestales que llenaron los montes de pinos y con ellos estanques (Navarro-González et al. 2013). La productividad de los montes comenzó en los sesenta y setenta con la extracción maderera, resinera, etc. A mediados de los años setenta, con la fuerte crisis económica que afectó a los grandes polos industriales, mucha gente volvió al campo y sucedió el fenómeno que ha generado mayor impacto en la relación de los sistemas de riego y los anfibios, la tecnificación de la agricultura.

Las superficies regadas en Andalucía hasta mediados del siglo XX rondaban las 200.000 hectáreas. Desde entonces, las superficies regables se incrementaron en toda la región llegando a 900.000 hectáreas en el año 2002 (CAP 2011).

Desde entonces el deterioro de las infraestructuras de almacenamiento de agua antiguas, a las que estaban adaptados los anfibios (unas especies

mejor que otras), ha generado un declive de poblaciones. La eficiencia en el aprovechamiento de agua ha ido en aumento, generándose estructuras inaccesibles, como pozos herméticos, captura de agua por tuberías que la llevan a depósitos elevados, etc. La política agraria de aprovechamiento se ha implantado sin tener en cuenta la pérdida de diversidad ecológica.

2.4.- Resumen evolutivo de la clase *Amphibia*

La aparición de los primeros vertebrados terrestres, los anfibios, es un evento importante en la historia de los seres vivos. Los anfibios además consiguieron el paso de agua salada a agua dulce. Desde su origen, el agua dulce es importante para los anfibios y la salada es limitante. Es posible que la transición hacia formas terrestres se diera en ambientes salobres, pero la mayoría de los autores consideran que ocurrió en medios relacionados con aguas dulces (Zug 1993). Los restos más antiguos que se conocen de los primeros tetrápodos son del Devónico Superior (hace 374-354 millones de años), y se encontraron en depósitos relacionados con aguas dulces en Groenlandia (Cogger y Zweifel 1998; Carroll 2009).

Los anfibios surgen en la Era Primaria, y su distribución actual está condicionada por la estructura biogeográfica de esta Era, en la que se formó el gran continente Pangea. Son los primeros tetrápodos, y han superado todas las crisis de biodiversidad que se han producido en los últimos 350 millones de años (Licht y Grant 1997). La primera extinción masiva de especies fue la del Pérmico-Triásico.

En la Era Secundaria se produce la separación geográfica de urodelos y anuros favorecida por el clima cálido y altas precipitaciones. Pero también se producen dos grandes extinciones masivas, la del Triásico-Jurásico a partir de la cual se expandieron los dinosaurios y la del Cretácico-Terciario donde se extinguieron. Al principio de la Era Terciaria se terminaron de configurar los continentes actuales. También durante este periodo se originaron las familias de anfibios que se conocen actualmente en el Paleártico.

La fauna anfibia de la península es hoy muy pobre en comparación con la que existió en el Eoceno. Puesto que durante la primera mitad de este periodo el clima de Europa occidental era tropical y subtropical lo que generó un aumento en la diversidad de taxones. A las familias que había se añadieron otras que actualmente están presentes en regiones tropicales. Sin embargo durante la segunda mitad el clima cambió lo que produjo un empobrecimiento de la fauna. Desde entonces no se ha llegado a tener tanta riqueza faunística, pero se han sucedido acontecimientos que la han modificado enormemente hasta configurar las especies actuales y su distribución. Uno de ellos fue el contacto de Europa y Asia, dos continentes que habían permanecido separados hasta entonces y que con su unión se enriqueció de nuevo la fauna. De hecho muchos de los anuros actuales fueron inmigrantes a Europa en esa época, por ejemplo el *Bufo*, *Hyla*, *Pelophilax* y *Pelobates*.

En el cuaternario se configuró un mosaico de refugios glaciares que aumentó la biodiversidad. Esta etapa se distingue por el enfriamiento general del planeta en distintas oleadas (17 glaciaciones). Las especies actuales de anfibios están determinadas por esta etapa, y en cada zona originó especies diferentes. Este rápido resumen nos ayuda a explicar la presencia de los anfibios en el sureste peninsular.

2.5. - Biogeografía evolutiva del sureste ibérico

La cuenca mediterránea es una de las zonas más complejas del planeta en términos geológicos, geográficos, morfológicos y biológicos (Blondel et al. 2010). La Cuenca Mediterránea Andaluza es un reflejo de esta realidad como consecuencia de su origen geológico tan activo. Su ubicación en el extremo de dos grandes continentes (Eurasia y África), que contienen faunas diferentes debido a su origen biogeográfico, le ha permitido beneficiarse de la colonización de especies de procedencia diversa. La barrera geográfica actual entre ambos no ha estado siempre así, y la desaparición y modificación de la

misma durante periodos de tiempo tanto geológico como histórico, favorecieron singulares procesos de dispersión-vicarianza (Ronquist 1997).

Los fenómenos más importantes para la configuración no sólo de la fauna anfibia en la Cuenca Mediterránea Andaluza sino la de Europa occidental, comenzaron hace 60 Ma, en el Paleoceno. Desde entonces hasta la actualidad, la placa africana y la placa ibérica han estado colisionando, empujando a los diferentes materiales depositados en la primitiva cuenca alpujárride. Consecuencia de ello es la aparición de las cordilleras béticas. Hace de 16 a 11 Ma, en el Mioceno medio, el relieve precursor del conjunto Sierra Nevada - Sierra de los Filabres emerge y se establece como una isla en el Mediterráneo occidental. Con el levantamiento generalizado de la región, en el Tortoniense (9-8 Ma), dicha isla se fusiona con otros relieves que emergen al norte y se configuran gran parte de las cuencas intra-montañosas de la Cadena Bética (Fig. 2.1). Estas últimas corresponden a las zonas hundidas o deprimidas, inicialmente ocupadas por el mar, que bordean las principales sierras béticas (Martín-Martín et al. 2008). En el sur, las futuras montañas del Rif formarían también islas y cuencas intra-montañosas que, en conjunto, constituyeron un archipiélago por el que transitaban faunas de los dos continentes.

Hacia finales del Mioceno continua el levantamiento de la placa de Alborán por empuje desde el sur y desde el norte de las placas africana e ibérica, de mucho mayor tamaño (Lonergan y White, 1997), dando lugar a que contacten los dos continentes hace entre 5 y 6 Ma (Krijgsman et al. 1999; Duggen et al. 2003) (Fig. 2.2).

El puente debió ser muy amplio durante la crisis del Mesiniense, cuando el Mediterráneo se seca (Krijgsman 2002); aunque el área se convirtió en una cuenca inhóspita (Hsü 1983), probablemente quedaron corredores de hábitats favorables que permitieron la dispersión de los animales terrestres (Barbadillo et al. 1997; Blondel et al. 2010).

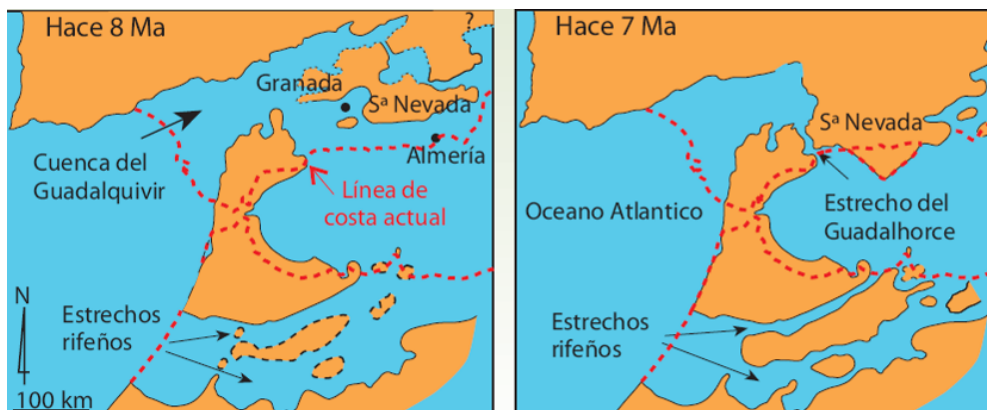


Fig. 2.1 Paleogeografía de la zona del estrecho de Gibraltar del Tortoniese al Mesiniense inferior (Martín-Martín et al. 2008).



Fig. 2.2 Paleogeografía de la zona del estrecho de Gibraltar en el Plioceno inferior (Martín-Martín et al. 2008).

A finales del Plioceno, Europa occidental estaba cubierta por una vegetación de tipo subtropical (Blanca et al. 2009). Posteriormente, durante el Cuaternario, las fuertes oscilaciones climáticas (hay que pensar que en menos de un millón de años se sucedieron cuatro grandes glaciaciones), de nuevo afectaron profundamente a la estructura filogeográfica de las biotas en el Mediterráneo (La Greca 1990; Hewitt 1996 y 1999). Las faunas se movieron repetidamente y de manera intensa, en el eje norte-sur.

En nuestra área de estudio no hay evidencias de más colisiones terrestres entre Andalucía y el norte de África a lo largo del resto del

Plioceno y durante el Pleistoceno (Blondel et al. 2010). Sin embargo las oscilaciones climáticas del Pleistoceno dieron lugar a importantes cambios del nivel del mar que hicieron al Estrecho de Gibraltar aún más estrecho, y por tanto aumentaron su permeabilidad a los procesos de colonización por organismos terrestres (Pleguezuelos et al. 2008).

El puente que supuso el estrecho de Gibraltar durante este periodo permitió el paso de la flora y fauna procedente del norte o procedente del sur. Entre los anfibios fue más frecuente la colonización en sentido norte-sur, al ser desplazados por el avance de las condiciones extremas de la glaciación.

Así, *Pleurodeles* se diferenció de *Tylotriton* hace unos 8,6-10 Ma y se extendió por el noroeste de África durante la crisis de salinidad del Messiniense (5,6-5,3 Ma), diferenciándose *Pleurodeles poireti* en este continente por aislamiento hace unos 5,3 Ma (Carranza y Arnold 2004). No obstante, esta especie pudo tener diferentes episodios de dispersión y aislamiento en ambas direcciones y en diferentes periodos de tiempo (Veith et al. 2004).

Algo similar debió de ocurrir con el género *Alytes*, cuya radiación probablemente comenzó con la formación de grandes lagos salinos en el interior de Iberia hace 16 millones de años y el descenso de temperaturas hace 14-13,5 Ma (Bosch 2004). A partir de una forma ancestral generalista se fueron diferenciando las especies actuales al quedar aisladas unas de otras debido a diferentes episodios biogeográficos (Crespo 1982; García-París 1992; Altaba 1997; Márquez y Crespo 2002; Martínez Solano et al. 2004; Márquez 2004).

Alytes dickhilleni es un endemismo del sistema bético, originado por aislamiento geográfico en el archipiélago Bético-Rifeño, más cercano filogenéticamente a la especie norteafricana (*A. maurus*) que del resto de las especies del género. Se interpreta su origen a partir de poblaciones aisladas en la misma isla del antiguo archipiélago Bético-Rifeño, dentro de un panorama paleogeográfico más complicado que una simple separación de

dos continentes (Busack y Lawson 2005; Busack et al. 2006; Carranza et al. 2006).

Cuando se forma definitivamente el Estrecho de Gibraltar, se estableció una barrera biogeográfica importante para los anfibios porque limitó su dispersión, y dio lugar a especies vicariantes. De las 11 especies de anfibios presentes a este lado del estrecho, 8 presentan especies vicariantes. Los géneros *Salamandra*, *Pleurodeles*, *Alytes*, *Discoglossus*, *Bufo*, *Pelobates*, *Hyla* y *Pelophylax* están representados a ambos lados del Estrecho.

La expansión de estos taxones debió ser anterior a la apertura del Canal Bético, tras lo cual quedaron aisladas y se produjeron divergencias vicariantes (sólo el caso de *Hyla meridionalis* y *Bufo spinosus* coinciden a nivel específico y, por tanto hasta lo que hoy se conoce, no se han producido diferencias genéticas importantes).

El caso del género *Pelodytes* es algo más complejo. En la actualidad sólo existen tres especies que derivaron independientemente a partir de un ancestro común semejante al actual, *P. caucasicus*, hace unos 25 millones de años (Sánchez-Herráiz 2004). Se descarta el hecho de que las especies representadas en la Península Ibérica deriven una de la otra. La hipótesis más probable es que ambas especies procedan de un ancestro común, lo cual no impide que su origen se deba a una divergencia alopátrica ocurrida entre el final del Mioceno y el Plioceno. El hecho de que no exista ningún representante de este género en Marruecos sugiere la idea de que su expansión en la Península Ibérica en dirección hacia el sur, ocurrió durante el Pleistoceno, cuando el Estrecho de Gibraltar ya era una barrera biogeográfica funcional (Busack 1977; Reques 2005).

Las condiciones climáticas frías que repetidamente ocurrieron durante el Pleistoceno probablemente causaron la extinción de poblaciones septentrionales y la retirada hacia los refugios del sur de Europa, para posteriormente expandirse hacia el norte en los periodos interglaciares (Hewit 1996).

Dentro del rango de distribución de las especies europeas sujetas a tales fenómenos de contracción y expansión, se podría predecir que las actuales poblaciones septentrionales hayan estado sujetas al efecto fundador y que tengan menos diversidad genética que las meridionales, a partir de las cuales ocurrió la colonización (Taberlet et al. 1998; Guicking et al. 2002).

Precisamente los primeros restos arqueológicos conocidos en el sureste peninsular corresponden al Pleistoceno (1,8 Ma) y se encontraron en la Cueva del Boquete de Zafarraya (Málaga). En ellos se identificaron las siguientes especies: *Pleurodeles waltl*, *Pelobates cultripes*, *Pelodytes punctatus*, *Bufo calamita*, *Bufo spinosus*, *Hyla* sp. y *Pelophylax perezi* (Barroso y Bailón 2003).

2.6. – Biogeografía y conservación

Estudiar la relación que existe entre los anfibios y los hábitats acuáticos requiere de herramientas que relacionen la ubicación geográfica con la presencia de especies. La Biogeografía es una disciplina científico-académica que estudia la geografía de la vida (Lomolino et al. 2006), y puede ser una herramienta útil para gestionar la conservación de hábitats.

El primer paso para conservar la biodiversidad es la conservación de las especies pero debe ir paralela a la conservación del contexto biogeográfico donde se ubican, puesto que los hábitats no están aislados (Lomolino et al. 2006). Las características geográficas y físicas de los hábitats pueden ser utilizadas como las variables que determinan la presencia de las especies. Con estas variables se construye modelos biogeográficos que como tales, sirven para explicar (Whittaker et al. 2007), predecir (Araujo et al. 2006; Romero et al. 2015) o gestionar la conservación de especies (Ramírez y Vargas 1992; Carvalho et al. 2011).

La biogeografía de la conservación aporta una información relevante en la selección de áreas prioritarias a proteger (Whittaker et al. 2005). La

consideración de áreas importantes para la conservación está basada en la presencia de especies indicadoras de biodiversidad y del estado del hábitat.

Entre los criterios que se han seleccionado para elegir indicadores de la biodiversidad figuran la riqueza de especies (por ejemplo, Araújo 1999; Yip et al. 2004; Maiorano et al. 2006), la rareza de las especies presentes en el territorio (Araújo 1999; Rey Benayas y de la Montaña 2003; Real et al. 2006b), y su grado de amenaza o vulnerabilidad (Rey Benayas y de la Montaña, 2003; Romo et al. 2007).

La biogeografía aplicada a la genética de poblaciones contribuye a la conservación de las especies, puesto que las poblaciones definidas genéticamente tienen una ubicación y pueden ser comparadas con las características genéticas de otras poblaciones en diferentes ubicaciones (Martínez-Solano et al. 2004). La variación genética entre las poblaciones de una especie, los procesos por los cuales se originan y los factores que alteran los patrones de esta variación, son objetivos de la genética de poblaciones (Nicieza et al. 2010). La aplicación de esta herramienta al estudio de las poblaciones de sapo partero bético (*A. dickhilleni*), ha permitido analizar e interpretar los resultados de los haplotipos obtenidos (Dias et al. 2015).

3.- Objetivos

El objetivo general de esta tesis es analizar, describir y valorar los hábitats acuáticos de pequeño tamaño (microhábitats), con la finalidad de caracterizarlos ecológicamente desde la perspectiva de las especies de anfibios, así como aportar herramientas y propuestas para su conservación y gestión.

Objetivos de caracterización de los microhábitats

- 1 Cartografiar la información disponible sobre la ubicación y especies que albergan los puntos de agua así como de algunos factores que influyen en su estado de conservación.
- 2 Realizar un análisis descriptivo de los tipos de puntos de agua y la situación de los mismos en el conjunto de la cuenca mediterránea.
- 3 Analizar las características geográficas de los microhábitats acuáticos seleccionados por los anfibios y la estructura espacial de cada especie.
- 4 Describir las condiciones ambientales, así como la tipología de los microhábitats acuáticos utilizados por los anfibios.
- 5 Determinar los factores que influyen en la selección de los microhábitats acuáticos por los anfibios, a partir de muestras de variables tomadas *in situ*.
- 6 Identificar las características de los microhábitats acuáticos importantes para cada especie de anfibio a distintos niveles de favorabilidad geográfica.
- 7 Realizar una comparación inter específica de las variables seleccionadas por cada una de las especies a distintos niveles de favorabilidad geográfica.
- 8 Definir la tipología de hábitats frecuente en cada nivel geográfico para cada especie.

- 9 Analizar cuáles son las áreas periféricas y las áreas núcleo de cada especie dentro del área de estudio, e identificar las características de los microhábitats acuáticos seleccionados.
- 10 Comparar, intra e inter específicamente, las variables seleccionadas en el área núcleo y periferia.

Objetivos relativos a la conservación

- 11 Obtener un método para valorar la importancia ecológica de los puntos de agua.
- 12 Calcular mediante la valoración de las características ecológicas y administrativas el peso relativo de cada punto de agua y su idoneidad para la conservación de las poblaciones de anfibios.
- 13 Caracterizar la localización geográfica de los microhábitats estableciendo rangos según su valoración.
- 14 Proponer una metodología integradora que identifique las áreas importantes para las especies de anfibios y los hábitats acuáticos.
- 15 Identificar y localizar los lugares importantes para los anfibios y los hábitats acuáticos basándose en diferentes fuentes de evaluación.
- 16 Analizar el estado de conservación de *Alytes dickhilleni* mediante el estudio genético de sus poblaciones.
- 17 Realizar propuestas para la conservación de esta especie y para la restauración y adecuación de sus lugares de reproducción.

Bloque II

Material y Métodos



4.- Área de estudio

El ámbito de estudio se circunscribe al Distrito Hidrográfico Mediterráneo Andaluz (DHM), o sea las cuencas hidrográficas andaluzas que vierten al Mediterráneo (Fig. 4.1). El DHM se extiende sobre una superficie de 18.193 km² a lo largo de una franja de unos 50 km de ancho y 350 Km de longitud, entre el campo de Gibraltar (prov. Cádiz) y la desembocadura del río Almanzora (prov. Almería), con 652 Km de línea de costa. (MMARM 2011). Este territorio está enmarcado en la Comunidad Autónoma de Andalucía, y en él se integran la mayor parte de las provincias de Málaga y Almería así como la vertiente mediterránea de la provincia de Granada y el Campo de Gibraltar en la provincia de Cádiz.

4.1.- Medio físico

La Cuenca Mediterránea Andaluza (o DHM) está conformada por un conjunto de cuencas de ríos, arroyos y ramblas que nacen en las sierras del Sistema Bético y desembocan en el mar Mediterráneo. El relieve, en general muy montañoso y con una marcada orientación paralela a la costa, presenta grandes desniveles, llegando a los máximos peninsulares en el sector central, donde, a escasos kilómetros del mar, se elevan las cumbres de Sierra Nevada hasta los 3.478 m en el pico Mulhacén.

Esta disposición espacial determina el comportamiento de los factores ambientales y, en consecuencia, la propia distribución de los seres vivos. La presencia de los puntos de agua y microhábitats derivados, es el resultado de la dinámica hidrológica y geológica que a su vez está determinada por distintos factores: clima, orografía, litología y tipo de suelo.

Geológicamente, el territorio de la DHM se encuentra enclavado en las Cordilleras Béticas, que se dividen en dos grandes conjuntos: las Zonas Externas y las Zonas Internas.

Las Zonas Externas (Prebética y Subbética), están formadas por materiales sedimentarios, de edad comprendida entre el Trías y el Mioceno inferior, afectados por la orogenia alpina. Tienen una estructura de cobertera plegada y desarrollo de mantos de corrimiento. Ambas zonas a su vez se subdividen en subzonas.

Las Zonas Internas comprenden la Zona Bética y el complejo Dorsaliano. La Zona Bética presenta materiales de edad paleozoica que han sufrido procesos de metamorfismo; se subdivide en tres complejos, denominados según su posición tectónica de inferior a superior: Nevado-Filábride, Alpujárride y Maláguide (Fig. 4.2).

El complejo Dorsaliano está compuesto por una serie de unidades, en su mayor parte carbonatadas, que bordean por el norte en una franja discontinua a los materiales Maláguides y, en parte, a los Alpujárrides.

En una posición tectónica intermedia entre las Zonas Internas y Externas se ubican las Unidades del Campo de Gibraltar, constituidas por materiales turbidíticos de facies flysch con edades comprendidas entre el Cretácico inferior y el Mioceno inferior.

Completan la cordillera los materiales neógenos de las depresiones interiores (Ronda, Antequera, Padul, Vera...) y las manifestaciones volcánicas del Neógeno-Cuaternario representadas en el Cabo de Gata (Almería).

4.2.- Clima

El clima mediterráneo presente en el área de estudio, es producto de una transición entre el húmedo del centro de Europa y el seco de los desiertos subtropicales, y se caracteriza por una estación cálida y seca en verano y otra húmeda y fresca en invierno (López et al. 2008). Tanto la orientación sur de la Cuenca Mediterránea Andaluza, como su diseño alargado en sentido este - oeste propician rasgos climáticos particulares, con grandes diferencias de temperaturas y precipitaciones (Figs. 4.3 y 4.4).

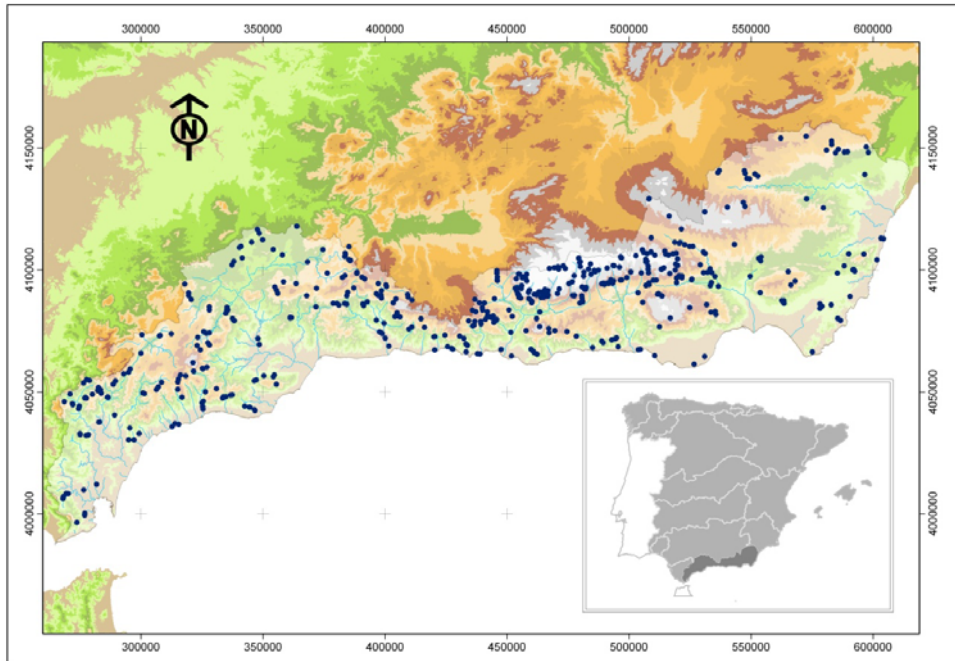


Fig. 4.1 Localización de la zona de estudio y puntos muestreados

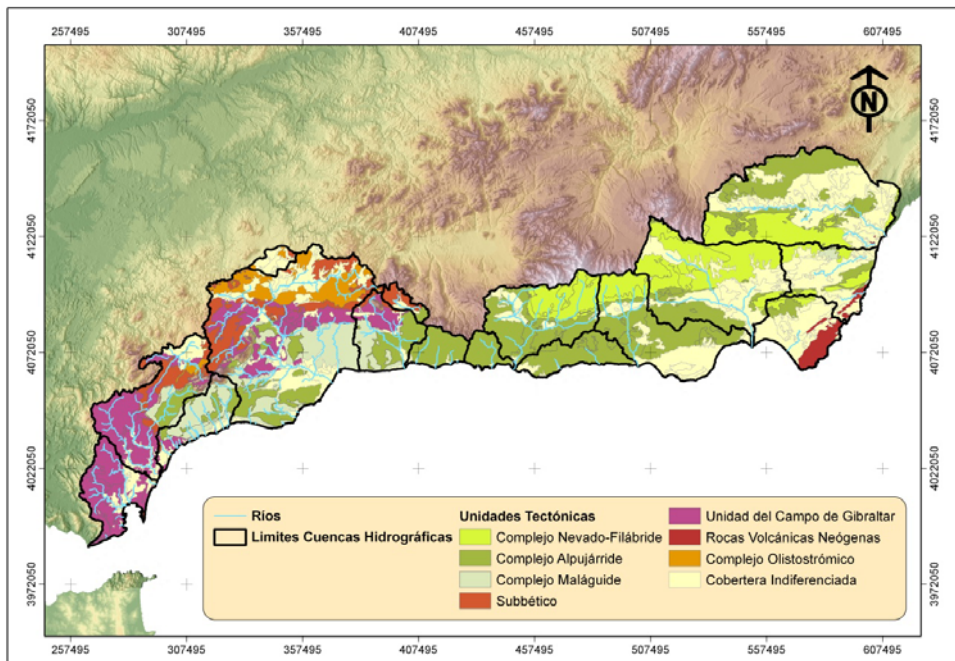


Fig. 4.2 Geología de la Cuenca Mediterránea Andaluza. Unidades Tectónicas (CMA 2004)

Esto contribuye a la existencia de diversos subclimas, que se agrupan en tres subtipos: climas costeros, climas de interior y climas de montaña. A su vez la fragmentación de cada uno de estos tipos ha llevado a establecer un total de seis subclimas para toda región andaluza, de los que 4 estarían incluidos en la Cuenca Mediterránea Andaluza (CMA 2011a).

Clima mediterráneo subtropical

Se extiende por la mayor parte de la costa mediterránea andaluza, destacando de este ámbito la gran suavidad térmica invernal, que se genera en virtud de la intervención de tres mecanismos básicos: la influencia suavizadora del mar, la orientación sur de la costa, que la convierte en una solana privilegiada para la recepción de los rayos solares, y la protección frente a las heladas septentrionales que le otorgan las cadenas Béticas.

Las temperaturas medias mensuales en invierno se sitúan entre 12° y 15°C, y son especialmente destacables las elevadas temperaturas mínimas, que reducen el riesgo de heladas hasta casi hacerlo desaparecer. Los veranos, aunque no demasiado extremados, por la influencia suavizadora del mar, sí pueden registrar episodios muy cálidos con ocasión de vientos terrales, pudiendo entonces llegar a alcanzar los 40° (Fig. 4.4 y Fig. 4.5).

Las precipitaciones son muy variables de unos enclaves a otros y, en general, muestran un gradiente de disminución oeste-este, desde los enclaves muy lluviosos del estrecho de Gibraltar hasta el dominio subdesértico que se establece en la costa almeriense. (Fig. 4.3 y Fig. 4.5).

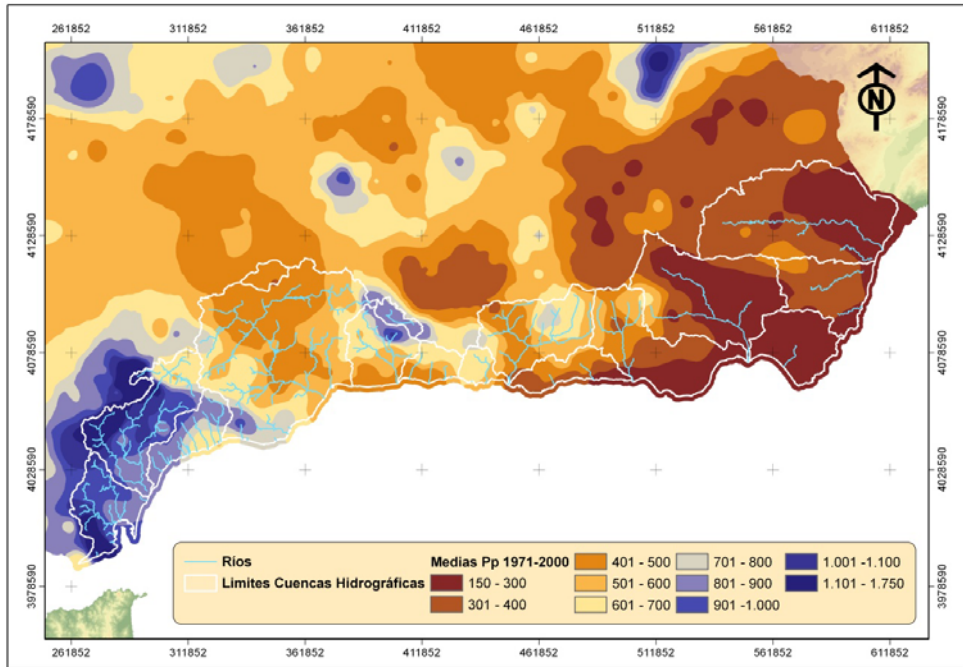


Fig. 4.3 Precipitación Media anual durante el periodo 1971-2000 (CMA 2011b)

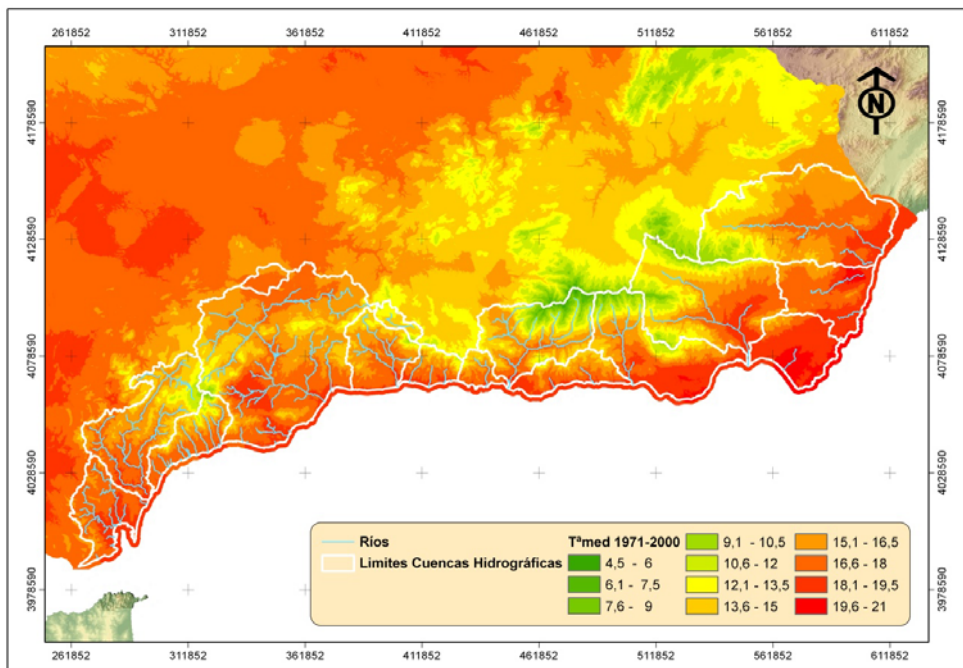


Fig. 4.4 Temperatura Media anual durante el periodo 1971-2000 (CMA 2011b)

Clima mediterráneo subdesértico

Caracteriza al sector sureste de la provincia de Almería. El hecho distintivo aquí es la escasez de precipitaciones, que hace de esta zona el área más seca de toda Europa. En el conjunto del área las lluvias son inferiores a 200 mm, y en algunos puntos cercanos a Cabo de Gata ni siquiera se alcanzan los 150 mm (Fig. 4.3 y Fig. 4.5).

Las escasas precipitaciones se producen en un número muy reducido de episodios de lluvias intensas, lo que les otorga una fuerte torrencialidad y acentúa la aridez de la zona, a la cual también contribuye la elevada evapotranspiración que se produce como consecuencia de las altas temperaturas y de la insolación muy elevada (Fig. 4.4 y Fig. 4.5).

Clima mediterráneo continental de inviernos fríos

Corresponde genéricamente al área del surco intrabético, donde la continentalidad, el aislamiento impuesto por los relieves circundantes y la altitud, determinan la aparición de un clima extremo, con veranos calurosos (medias en torno a 24º-25ºC) e inviernos fríos, cuyas temperaturas medias suelen situarse por debajo de los 6º-7ºC y en los que las heladas son un acontecimiento frecuente (Fig. 4.4 y Fig. 4.5).

Las precipitaciones alcanzan la media de 400 mm o incluso inferiores, y con una distribución regular a lo largo del año. Las lluvias primaverales ocupan un papel destacado y la sequía estival no es absoluta, pudiéndose registrar precipitaciones en los meses de julio y agosto y nevadas durante el invierno (Fig. 4.3 y Fig. 4.5).

Clima de montaña

Se localiza en las zonas de montaña del Distrito, derivado del efecto general de la altitud, consistente en una reducción de la temperatura y en un aumento de la precipitación conforme esta aumenta, que, en este caso, es muy variable en función de la posición topográfica y de los relieves circundantes, es ilustrativo el caso de Grazalema, donde se superan los 2.000

mm anuales de lluvia o el de Sierra Nevada con precipitaciones importantes en forma de nieve que se mantiene en las altas cumbres casi todo el año (Fig. 4.3, Fig. 4.4 y Fig. 4.5).

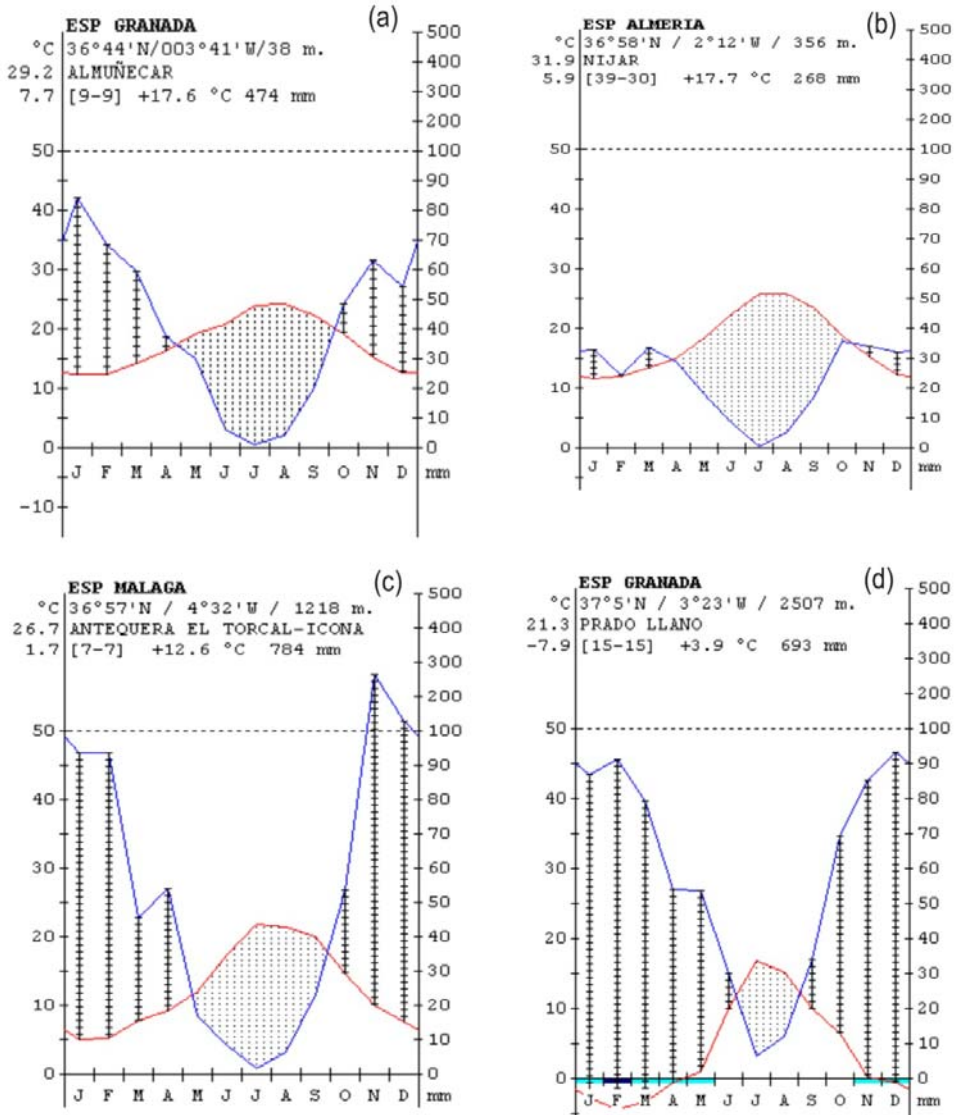


Fig. 4.5 Diagramas ombroclimáticos de localidades tipo de diferentes subclimas: subtropical (a); subdesértico (b); continental de inviernos fríos (c); de montaña (d). Se muestra la línea de temperaturas medias mensuales a lo largo de año (roja), y la de precipitaciones (azul).

Por lo demás, tanto el régimen térmico como el pluviométrico se mantienen inalterables y la sequía estival es tan acusada como en el resto de la región, no pudiendo el efecto orográfico imponerse a la marcada subsidencia del aire que se deriva de la presencia de las altas presiones subtropicales. Lo que sí es cierto es que esta sequía estival, unida a los rigores térmicos invernales, configura unas condiciones de extraordinaria dureza tanto para la vegetación y la fauna como para la ocupación humana (CMA 2011a).

4.3.- Usos del suelo y actividad económica

El medio físico y el clima, influyen directamente en el tipo de uso antrópico. Tradicionalmente se han ocupado con asentamientos humanos y agricultura, las partes bajas de los ríos o las llanuras deltaicas litorales, y actualmente en esos lugares se concentra la mayor parte de la población y de la actividad económica. También se han usado las planicies interiores o los valles aluviales (Llanos de Antequera, Valle de Lecrín).

Los recursos hídricos disponibles en 2009 ascienden a 1.220 hm³/año. La demanda neta se eleva a 1.516 hm³/año, lo que supone un déficit global de 296 hm³/año (Tabla 4.1) (CAP 2011).

Los dos sectores económicos más importantes, el turismo y la agricultura, consumen el 94% de los recursos hídricos. Esto demuestra la repercusión que los usos más frecuentes van a tener sobre los sistemas naturales (CAP 2011).

El regadío se ha utilizado de forma tradicional en la mayor parte de las zonas climáticas semiáridas de Andalucía, donde las precipitaciones son escasas o irregulares. Sin embargo con infraestructuras adecuadas que aprovechaban los cauces con agua y los numerosos manantiales se podía disponer de agua durante la época seca.

Tabla 4.1 Demanda de agua por sectores en el DHM (Agencia Andaluza del Agua 2009)

DISTRIBUCIÓN SECTORIAL DE LA DEMANDA AÑO 2009		
	DEMANDA	PORCENTAJE
SECTOR	(hm³ /año)	(%)
URBANO	321,4	21,2
INDUSTRIAL SINGULAR	60,6	4
AGRARIO	1103,6	72,8
OTROS	28,8	1,9
TOTAL DEMANDA NETA (hm³ /año)	1.516,0	100,0

Estas infraestructuras (albercas, aljibes, acequias...), o los restos de ellas, pueden todavía verse, sobre todo, en la zona oriental donde en muchos casos constituyen los únicos enclaves donde las comunidades biológicas vinculadas a los medios acuáticos encuentran las condiciones idóneas.

Las superficies regadas en Andalucía hasta mediados del siglo XX se concentraban en la zona oriental de la región. Desde entonces, las superficies regables se incrementaron en toda la región, equiparándose las diferencias entre la zona oriental y occidental (CAP 2011). En Andalucía oriental, Almería es la provincia más beneficiada por la intervención estatal en la promoción y ampliación de zona regables, aquí se hicieron sondeos profundos consolidando viejos regadíos, creando otros nuevos y asentando a miles de colonos en pequeñas explotaciones familiares. Además, al existir aquí una amplia cultura del agua fue posible desarrollar la técnica del enarenado en los cultivos bajo plástico.

Según datos del Inventario de los regadíos de Andalucía de año 2008 (CAP 2011) la superficie de regadío en el Distrito Hidrográfico Mediterráneo es casi un 10% de la superficie total (Tabla 4.2). Así mismo, dispone en la

actualidad de 13 embalses en explotación con una capacidad total de 1.094 hm³, y de 67 acuíferos, que suponen un área aproximada superior a los 10.300 km². Estas reservas de agua son una de las principales fuentes de suministro para el uso doméstico (mediante pozos o manantiales) y para actividades económicas como la agricultura, la ganadería y la industria. Por tanto pueden estar sometidas a sobreexplotación, intrusión de aguas marinas y contaminación (por nitratos, fertilizantes, etc.). Asimismo, constituyen sistemas acuáticos de gran importancia ecológica en períodos de sequía, y desempeñan un papel fundamental en el mantenimiento de ecosistemas ribereños y zonas húmedas.

Tabla 4.2 Superficie regada según el origen del agua en el DHM (Agencia Andaluza del Agua 2009).

Superficie Regada según origen del Agua (Ha)				
Superficie Regada (Ha)	Superficial	Subterráneo	Reutilizada	Desalada
167.922	80.492	82.244	3.002	2.183

La actividad agrícola intensiva se planifica en función de la máxima eficiencia en los sistemas de regadío, procurando que no se pierda de agua. Esto irá en detrimento de los hábitats acuáticos, pues la mayoría del recurso se encuentra en niveles de uso muy alto. Será aquí donde deberán buscarse las confluencias y la forma de compatibilizar el sostenimiento de estos sistemas naturales con las nuevas formas industriales de la actividad agrícola.

La población residente en la Cuenca Mediterránea Andaluza se sitúa en el entorno a 2.281.000 de habitantes, distribuidos en 284 municipios, y supone el 17,6 % de la población andaluza y un 5% del total nacional.

Adicionalmente, en términos de promedio anual, se estiman 820.000 habitantes en concepto de visitas turísticas, aunque esta cifra varía a lo largo del año y puede superar el 1.200.000 en el mes de agosto, con la consiguiente presión sobre los recursos hídricos.

Por otra parte, el asentamiento de la población es dispar, presenta un contraste muy acusado entre las zonas costeras e interiores (ej. cuenca del Guadalfeo); en este sentido, podemos encontrar densidades cercanas a 5.000 habitantes / Km² en algunos municipios de la Costa del Sol malagueña, mientras que en otros del interior de la provincia almeriense se llega a duras penas a los 3 habitantes / Km².

En resumen, el turismo y la agricultura intensiva, sobre todo la de invernadero, son los principales activos económicos en la Cuenca Mediterránea Andaluza, y los dos se concentran en el perímetro costero. Esto genera tanta presión sobre los ecosistemas acuáticos litorales que en algunos casos llegan a desaparecer (Paracuellos 2003).

4.4.- Especies de anfibios

En el área de estudio se conocen 12 especies de la clase *Amphibia* (Linnaeus 1758), de los cuales 3 se incluyen en la subclase *Caudata* (Scopoli 1777) y 9 en la *Anura* (Rafinesque 1815) (Tabla 4.3 y Fig. 4.6).

El 42% de ellas son endémicas de la Península Ibérica, y las demás se distribuyen por el suroeste de Europa y/o Norte de África (Pleguezuelos et al. 2002). El 67% tienen algún grado de amenaza a nivel peninsular (Pleguezuelos et al. 2002; Pleguezuelos et al. 2004).

Tres especies generalistas: *Bufo spinosus*, *Bufo calamita* y *Pelophylax perezi*, ocupan todo el territorio (Pleguezuelos et al. 2002). Las demás presentan límite de distribución dentro del área de estudio. Las especies terrestres: *Salamandra salamandra longirostris*, *Alytes dickhilleni*, *Pelodytes punctatus*, *Pelodytes ibericus*, *Pelobates cultripes*, *B. spinosus* y *B. calamita*, acuden a los hábitats acuáticos para reproducirse o soltar su descendencia y generalmente en épocas diferentes. Mientras que las especies acuáticas: *Hyla meridionalis*, *Discoglossus galganoi jeanneae* y *P. perezi*, desarrollan en ellos su actividad vital. Y el resto de las especies: *Pleurodeles waltl* y *Triturus*

pygmaeus, presentan fase acuática y fase terrestre, variando la temporalidad de la misma (Montori y Herrero 2004).

Tabla 4.3 Especies de anfibios de la Cuenca Mediterránea Andaluza y su categoría de amenaza: Vulnerable (VU), Casi Amenazada (NT) y Preocupación menor (LC), a nivel peninsular (Pleguezuelos et al. 2002; Pleguezuelos et al. 2004) y mundial (IUCN 2015).

Especies de anfibios			Categoría de amenaza	
Nombre común	Nombre científico	Rango de Endemicidad	Península Ibérica	IUCN 2015
Sapo partero bético	<i>Alytes dickhilleni</i> (Arntzen & García-París, 1995)	Ibérico	VU	VU
Sapillo pintojo meridional	<i>Discoglossus galganoi jeanneae</i> (Capula, Nascetti, Lanza, Crespo & Bullini, 1985)	Ibérico	NT	NT
Sapo de espuelas	<i>Pelobates cultripes</i> (Cuvier, 1829)	-	NT	NT
Sapillo moteado común	<i>Pelodytes punctatus</i> (Daudin, 1802)	-	LC	LC
Sapillo moteado ibérico	<i>Pelodytes ibericus</i> (Sánchez-Herráiz, Barbadillo, Machordom & Sanchíz, 2000)	Ibérico	NT	LC
Sapo común	<i>Bufo spinosus</i> (Daudin, 1803)	-	LC	LC
Sapo corredor	<i>Bufo calamita</i> (Laurenti, 1768)	-	LC	LC
Ranita meridional	<i>Hyla meridionalis</i> (Boettger, 1874)	-	NT	LC
Rana común	<i>Pelophylax perezi</i> (Seoane, 1885)	-	LC	LC
Gallipato	<i>Pleurodeles waltl</i> (Michahelles, 1830)	-	NT	NT
Salamandra común	<i>Salamandra salamandra longirostris</i> (Linnaeus, 1758)	Ibérico	VU	LC
Tritón pigmeo	<i>Triturus pygmaeus</i> (Wolterstorff, 1905)	Ibérico	VU	NT

A. dickhilleni es un sapo de pequeño tamaño que se distribuye exclusivamente por las montañas Béticas (Bosch y González-Mirás 2012), y presenta un 25% de su área de su distribución dentro del área de estudio. Se caracteriza por tener una forma primitiva y peculiar de reproducción: una vez realizado el amplexo en tierra el macho carga con la puesta cuidándola hasta el momento de la eclosión, entonces se acerca a un punto de agua y la suelta. Para ello selecciona cualquier tipo de hábitats acuático que mantenga agua permanente o semipermanente y no esté contaminada. Sin embargo su

tendencia es seleccionar hábitats naturales en las zonas húmedas y hábitats artificiales en las áridas (Bosch y González-Mirás 2012).

D. galganoi jeanneae se reproduce principalmente en puntos de agua naturales (manantiales, rezumes y charcos eventuales), y en las zonas áridas se encuentra también en estanques o pilones de fuentes (García-París 2004; Martínez-Solano 2014). Su actividad se desarrolla alrededor de los puntos de agua durante las horas crepusculares y nocturnas (Martínez-Solano 2014).

P. cultripes es una especie escasa en el área de estudio (García-París, 2004), y aunque se ha encontrado en los muestreos, la escasez de citas ha obligado a excluirlo de los modelos ambientales.

P. punctatus no se ha considerado en este estudio por tratarse de una especie rara en el área de estudio y no haberse encontrado ninguna cita en los muestreos. Su distribución se ciñe a la zona nororiental en la cuenca del río aguas, donde se conocen unas pocas poblaciones (González-Miras y Nevado 2008).

P. ibericus es una especie difícil de detectar, sólo es visible durante el periodo reproductor que es de duración variable y dependiente de la climatología (González de la Vega 1988). En Andalucía es una de las primeras especies en reproducirse (Reques y Tejedo 1991). Selecciona lugares naturales para su reproducción (charcas temporales, zonas remansadas de arroyos, lagunas), y en ocasiones artificiales (abrevaderos, charcas de ganado, canteras abandonadas, zanjas de riego, cunetas de las carreteras), pero siempre con abundante vegetación acuática donde realiza sus puestas (Barbadillo 2002; García-París 2004).

B. spinosus se extiende por toda la Península Ibérica, parte de Francia y norte de los países del Magreb (Recuero et al. 2012). Es una especie generalista en cuanto a los hábitats, pero sus preferencias varían a lo largo de su distribución. Es escasa en el extremo oriental del área de estudio por la aridez de la misma ya que se reproduce en lugares naturales y artificiales

prefiriendo los que tienen cierta profundidad, vegetación y un hidroperiodo largo (Richter-Boix et al. 2007).



Fig. 4.6 Especies de anfibios estudiadas.

B. calamita es también una especie de amplia distribución peninsular (Reques y Tejedo 2002), ocupando hábitats diversos, pero para reproducirse selecciona masas de agua poco profundas e incluso efímeras (Beebee 1983). Presenta una gran plasticidad fenotípica que le favorece la reproducción en lugares áridos evitando competencia interespecífica (Reques y Tejedo 1997).

H. meridionalis se reproduce en medios acuáticos de aguas lenticas con abundante vegetación palustre (Rodríguez-Jiménez 1986). Los adultos se mantienen cerca de estos lugares sujetos a la vegetación ocupando incluso cultivos de árboles frutales, parques y jardines (Sillero 2014). En la zona oriental sólo se encuentra en alguna laguna costera.

P. perezi es una de las tres especies generalistas, se distribuye por todo el territorio encontrándose siempre cerca del agua. Utiliza cualquier hábitat acuático del tamaño que sea e incluso tolerando niveles relativamente altos de contaminación (Egea-Serrano et al., 2009; García-Muñoz et al., 2010).

Los urodelos (*P. waltl*, *S. salamandra longirostris*, *T. pygmaeus*) se distribuyen por la zona occidental y aisladamente en la zona central. Las tres especies son semiacuáticas con fase terrestre y acuática (Montori and Herrero 2004; Manenti et al. 2008). *P. waltl* es el más abundante en el área de estudio, y con requerimientos menos estrictos, puesto que se reproduce en cualquier punto de agua (Montori y Herrero 2004), y soporta las aguas salobres, contaminadas, eutrofizadas, turbias, incluso ausentes de vegetación (Barbadillo 1987; López-González 1995). *T. pygmaeus* se reproduce en hábitats acuáticos bien conservados y con vegetación (Hidalgo-Vila et al. 2002; Reques 2014). *S. salamandra longirostris* es una especie terrestre que acude a soltar las larvas a las zonas remansadas de arroyos, charcas, fuentes y abrevaderos (Montori y Herrero 2004).

5.- Toma de datos

La extensión de la Cuenca Mediterránea Andaluza ha requerido un importante trabajo previo de gabinete, principalmente para optimizar las salidas de campo. Los muestreos se han basado principalmente en la presencia de larvas o adultos de anfibios en los puntos de reproducción por lo tanto el esfuerzo inicial ha sido la búsqueda de estos lugares. El objetivo era doble: buscar puntos de agua adecuados para los anfibios y buscar citas de presencia de anfibios que incluyeran hábitats de reproducción.

5.1.- Recopilación de información

Con objeto de encontrar el mayor número de hábitats acuáticos con posibilidades potenciales para la reproducción de anfibios se consultó la base de datos digital de las hojas 1:25000 del Instituto Geográfico Nacional. Se introdujeron palabras clave referidas a pequeños puntos de agua como: fuente, pozo, abrevadero, manantial, estanque y depósito elevado, subterráneo o superficial. Así se obtuvo una base de datos con localidades georreferenciadas que se representaron en una capa de puntos utilizando el programa ArcGis© 9.2. También se utilizaron las siguientes fuentes:

- Cartografía del Instituto Geográfico Nacional (I.G.N.) en 1:25.000.
- Base de datos del proyecto “Fuentes y Manantiales de Andalucía” www.conocetusfuentes.com (Agencia Andaluza del Agua, CMA).
- Información disponible en la Consejería de Medio Ambiente sobre usos y aprovechamientos, vegetación, balsas, etc. (CMA 2010a).
- Consultas a guardas, naturalistas, herpetólogos locales, etc.
- Informes inéditos, publicaciones sobre experiencias de restauración de charcas y puntos de agua.

La información previa sobre distribución de anfibios en la Cuenca Mediterránea Andaluza suele ser poco precisa porque hace referencia a cuadrículas de 10x10 km malla UTM, siendo datos ineficaces para este

estudio. Por esta razón se hizo una revisión de las mismas, indagando en las bases de datos para obtener información lo más precisa posible. Se realizaron búsquedas en:

- Base de datos de anfibios y reptiles de España de la Asociación Herpetológica Española (AHE).
- Colecciones herpetológicas: Museo Nacional de Ciencias Naturales (MNCN-CSIC), Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC), Estación Experimental de Zona Áridas (EEZA-CSIC) y Departamento de Zoología de la Universidad de Granada (DZ-UGR).
- Publicaciones científicas: Rosenhauer (1856); Boscá (1877, 1881a, 1881b); Gracia y Pleguezuelos (1990), Fernández-Cardenete et al. (2000), Pleguezuelos y Feriche (2003); Pleguezuelos et al. (2002); García-Cardenete et al. (2003), González-Miras y Nevado (2008); González-Fernández (2005).
- Informes y tesis inéditas sobre anfibios: Antúnez (1983); Gracia (1988); Real (1991); Tejado et al. (2003); Reques et al. (2006).
- Información no publicada recabada por diversos investigadores y herpetólogos expertos de las universidades de Granada y Málaga.

Por este sistema se detectaron 13.650 puntos de agua de pequeño tamaño y poco manejo del agua con presencia confirmada o potencial de anfibios (un 43% del total de puntos de agua), los cuales fueron compilados en una base de datos georreferenciada que se procesó con el programa ArcGis© 9.2.

Con toda esta información, se diseñaron las salidas al campo trazando itinerarios en los que se procuraba incluir el máximo número de puntos posibles. Para optimizar la salida, previamente se consultaba la ortofotografía digital de Andalucía (Junta de Andalucía, 2004) para localizarlos e identificar los accesos o las cercanías de unos puntos con otros.

5.2.- Caracterización de los microhábitats acuáticos

Los puntos de agua recopilados a partir de las diferentes fuentes consultadas, fundamentalmente cartográficas, según el apartado anterior, no siempre constituyen hábitats adecuados para el establecimiento de fauna. Por eso es necesario describir los puntos de agua que reúnen condiciones para ser hábitats acuáticos, y definirlos. A partir de esta búsqueda se comprueba que la mayoría de los puntos de agua de la Cuenca Mediterránea Andaluza son de gran diversidad y pequeño tamaño.

5.2.1. Definición

A pesar de la dificultad para concretar el objeto de estudio de esta tesis, se realiza un esfuerzo de búsqueda bibliográfica y adaptación de las descripciones encontradas a los hábitats del área de estudio. La revisión sobre “Mediterranean temporary ponds” realizada por Zacharias y Zamparas (2010), reconoce esta dificultad, y a la vez pone en valor este tipo de hábitats, incluyendo microhábitats de apenas 1 m². El estudio más exhaustivo sobre la descripción de estos hábitats lo realiza Williams (2006), y está enfocado a la biología de las charcas temporales. Recopila criterios de clasificación y denominaciones de estos hábitats de distintas partes del mundo. Así incluye clasificaciones según criterios de temperatura, hidroperiodo, especies indicadoras, tamaño, etc.

Para este estudio se considerarán microhábitats acuáticos aquellos sistemas ligados a aguas epicontinentales no lóxicas, temporales o permanentes, asociados a surgencias, encharcamientos o balsas de carácter natural o artificial, con volúmenes aproximados de hasta 200 m³ y superficies de hasta 500 m² (Benítez et al. 2011). Los microhábitats y mesohábitats descritos por Williams (2006) están incluidos en esta definición, pero además se contemplan aquellos hábitats artificiales que favorecen el establecimiento de biocenosis de aguas dulces continentales.

5.2.2. Tipología

Para delimitar la búsqueda de los hábitats acuáticos se ha definido una tipología de puntos agua usados por los anfibios, a partir de la información previa y de conceptos hidrogeológicos (Morell 2008; González 1992). En la tabla 5.1 se describen las tipología naturales que se han muestreado en la tesis (Fig. 5.1).



Fig. 5.1 Fotos de algunos de los hábitats acuáticos naturales muestreados.

Tabla 5.1 Enclaves acuáticos naturales donde se reproducen los anfibios

Tipología natural	Definición
Río	Red de drenaje de carácter permanente. En este estudio se hace referencia a los encharcamientos laterales dentro del cauce o a las pozas en las cabeceras de los ríos.
Arroyo	Caudal corto de agua, casi continuo.
Humedal	Terreno de aguas superficiales o subterráneas de poca profundidad. En esta categoría incluimos los encharcamientos alrededor de fuentes y rezume o bien en cunetas, siempre que haya indicios, por la vegetación que contiene, de no ser eventual.
Manantial	Surgencia natural de agua subterránea.
Rezume	Manifestación externa de agua subterránea de poca magnitud. Es un tipo de manantial, no permanente, que con frecuencia produce humedales.
Nacimiento a cauce	Manantial de cierta entidad que produce o vierte al cauce de un río o arroyo.
Mina de agua	Galería de dimensiones variables excavada en el terreno con la finalidad de captar agua subterránea por gravedad, si es a cielo abierto se habla de zanja.
Charco eventual	Acumulación de agua no permanente, vinculada con periodos de lluvia o desbordamiento de otros entidades de agua.
Charca natural	Acumulación de agua permanente. En esta categoría incluimos lagunas de alta montaña y otras masas de agua de menor tamaño de origen natural.

En numerosos enclaves, la surgencia o alumbramiento de agua no es visible porque está asociada a infraestructuras que la cubren y desplazan, como son las fuentes, albercas, acequias o tuberías (Tabla 5.2 y Fig. 5.2). Estas infraestructuras se construyen para transportar o acumular agua (González 1992), pero son usadas por los anfibios por adaptarse a su acceso y requerimientos biológicos.



Fig. 5.2 Fotos de algunos de los hábitats acuáticos artificiales muestreados.

Tabla 5.2 Enclaves acuáticos artificiales donde se reproducen los anfibios

Infraestructura	Definición
Fuente	Obra sencilla para la captación de agua de un manantial, con la finalidad de facilitar el uso cotidiano de la misma.
Pilón / Abrevadero	Receptáculo de piedra que se construye en las fuentes para que cayendo el agua en él sirva de abrevadero, lavadero o para otros usos. / Estanque, pilón o paraje de río, arroyo o manantial a propósito para dar de beber al ganado.
Alberca / Estanque	Depósito artificial de agua, con muros de fábrica para el riego. / Balsa construida para remansar o recoger el agua con fines utilitarios, como proveer al riego, criar peces, etc, o meramente ornamentales.
Balsa	Hueco del terreno que se llena de agua natural o artificialmente. Puede tener la base de plástico, de cemento, de tierra o de plástico y encima tierra.
Aljibe	Depósito subterráneo.
Acequia	Zanja o canal por donde se conducen las aguas para regar y para otros fines. Las hay con sustrato de tierra, de piedra o de cemento.
Pozo	Excavación que se hace en la tierra ahondando hasta encontrar una vena de agua aprovechable. Incluye los antiguos pozos de escasa profundidad, microhábitas adecuados para la fauna.
Dique	Barreras transversales, de poca magnitud, que se sitúan en los cauces de barrancos o arroyos con el objeto de frenar el arrastre de materiales en los periodos de fuertes lluvias.

5.2.3. Muestreo del microhábitat

Durante el periodo 2009-2011 se recorrieron un total de 14.500 km durante 64 días (en jornadas de 8 a 12 horas diarias), y se muestrearon 670 puntos de agua. En cada punto de agua dos observadores invirtieron una media de 15 minutos de muestreo y se recopilaron tres tipos de datos: geográficos, ambientales y faunísticos. Para empezar se tomaron datos generales sobre posición, clima, fecha, etc. (Ficha de campo, Apéndice I), después datos acerca del propio microhábitat, y de las especies presentes (apartado 4.4).

Los datos de posición (latitud y longitud geográfica) se tomaron con un GPS (Garmin X12), los de temperatura del aire con un termómetro, el viento se midió considerando varios niveles, de 0 a 5 según se explica en la ficha de campo (Apéndice I), y la meteorología atendiendo a las categorías de: despejado, nubes y claros, nublado, niebla, llovizna, lluvia, tormenta, granizo y nieve (Ficha de campo, Apéndice I).

Para la descripción del microhábitat se anotó *in situ*:

- Tipología natural (Tabla 5.1), o artificial (Tabla 5.2)
- Dimensiones del microhábitat (longitud, anchura y profundidad) y nivel del agua;
- Presencia y cobertura (%) de vegetación en la ribera, en la orilla, sumergida o flotante;
- Presencia de macroinvertebrados acuáticos y de otros vertebrados;
- Temperatura (°C), conductividad (mS) y pH del agua. Las medidas se realizaron con un conductivímetro (marca: Eutech, modelo ECScan, error: + 0.01mS), termómetro (marca: Eutech, modelo ECScan, error: + 0.5) y pechímetro (marca: Eutech, modelo pHScan 2, error: + 0.1), sumergiéndolos 2 cm en el agua.

5.3. Muestreo de anfibios

Los anfibios, en general, son animales poco aparentes que necesitan de una búsqueda activa para su localización. El conocimiento de los rasgos identificativos, tanto de larvas como adultos, es importante. La identificación a partir de larvas necesita cierta especialización, dado el parecido que hay entre las diferentes especies. Sin embargo esta técnica es fundamental, pues es en este estadio el momento en que podremos localizar a la mayoría de las especies, y así disponer de información sobre su hábitat y distribución.

Las técnicas de muestreo de anfibios son diversas y estudios anteriores recomiendan combinar distintos métodos (O'Donnell et al. 2007). El muestreo de anfibios se realizó buscando especímenes en los alrededores de

la masa de agua, hasta 10 m. Después en la masa de agua, contando las puestas en la masa de agua y prospectándola mediante una manga de red de malla fina, de 500 μ de luz y un aro rectangular de 25 cm de lado para detectar las larvas, en un recorrido perimetral, manguando desde el fondo a la orilla (Heyer et al. 1994). La presencia se constató siempre que se encontraron puestas, larvas, juveniles, adultos o evidencias de la misma — cantos o, en su caso, restos identificables— (Heyer et al. 1994), procurando no dañar las puestas y la vegetación acuática (Ficha de campo, Apéndice I).

En cuanto a los ejemplares encontrados, se identificaron las especies, el número, el sexo, la situación en la que se encontraron dentro del microhábitat, la actividad que estaban realizando (escondidos, en amplexo, cantando, cazando), y su estado de desarrollo: adulto, juvenil, postmetamórfico (estadío de Gosner nº 46), metamórfico (desde el estadío de Gosner 38 hasta el 45), o larva (desde el estadío de Gosner 24 al 37) (Duellman y Trued 1986). Con las larvas, se anotó su tamaño y se estimó la abundancia siguiendo las categorías de 1-10, 11-50, 1-100, 101-500, 501-1.000, 1.001-5.000, >5.000. Una vez terminados los muestreos todos se devolvieron a su medio.

El muestreo nocturno consistió en visitar los lugares ya muestreados de día, en los que se había visto actividad por parte de los adultos, realizando primero escuchas, y después inspecciones con linternas para detectarlos.

La información se anota en la ficha de campo (Apéndice I), y posteriormente se introduce en una base de datos.

6.- Análisis de datos

6.1.- Variables y factores

Los datos de campo son la base de este estudio ecológico, en el que cada punto de agua constituye un registro donde se anotan los valores de las variables correspondientes a ese lugar (Tabla 6.1). Estos datos son valores únicos tomados en circunstancias concretas, y el mismo método. Este muestreo nos aporta una visión instantánea, como una fotografía, que es útil para extraer datos comparativos de hábitats y de especies a nivel intra-específicos o inter-específicos.

Las diferentes variables se agruparon según criterios relacionados con la fisiología de las especies. De esta manera se obtuvieron siete factores cuyo contenidos no eran comparables entre sí, e incluso su métrica era diferente (unas variables son binarias, otras numéricas y otras semicuantitativas). Se diferenció primero el factor geográfico de los ambientales (Tabla 6.1):

1. Localización: es un ente en sí mismo, un concepto independiente de los demás y está determinada por dos variables, longitud y latitud geográficas.
2. Ambiente externo: incluye variables concretas en el espacio y en el tiempo, como la temperatura aérea en el momento del muestreo, y el viento. También incluye una variable geográfica como la altitud por su influencia directa sobre el clima.
3. Entorno: hace referencia a un ámbito más amplio que el factor anterior. Este factor incluye una variable que valora el grado de conservación del microhábitat en función del número de amenazas identificadas, y otra, la conectividad, que indica la cercanía entre puntos de agua. Para la conectividad se consideró en cada punto un buffer de hasta 2 km (Tabla 6.1), ya que la especie que realiza

desplazamientos más largos es el sapo corredor (*Bufo calamita*), llegando hasta 2,6 km en el periodo reproductivo (Sinsch 1992).

4. Tipología: se refiere a la estructura del punto de agua. Las variables son binarias, y responden al carácter de presencia/ausencia de cada tipología en cada punto. Se han descrito 18 tipologías, 9 naturales y 9 artificiales (infraestructuras de almacenamiento, extracción o conducción de agua), partiendo de las tipologías hidrológicas (Castillo 2002; Morell 2008) (Tabla 6.1).
5. Condiciones del agua: contiene características que pueden influir sobre la presencia de fauna en los hábitats acuáticos (Camacho et al. 2009), como la temperatura del agua, el pH etc. (Tabla 6.1).
6. Dimensiones: es importante para algunas especies como los anfibios (Scheffer et al. 2006). (Tabla 6.1).
7. Número de visitas: es una variable, pero está considerada como un factor porque no se identifica conceptualmente con ninguna otra variable.

Las dos variables del factor geográfico muestran la ubicación de cada microhábitat por la longitud (X) y latitud (Y). Para evaluar el efecto de este factor, se llevó a cabo un análisis de tendencia superficial (Legendre, 1993), construyendo nueve variables espaciales a partir de longitud y latitud obteniendo estas otras: X^2 ; Y^2 ; $X \cdot Y$; $X^2 \cdot Y$; $X \cdot Y^2$; X^3 ; Y^3 .

Las variables: viento, conectividad, conservación, vegetación, macroinvertebrados, color y movimiento, son variables categóricas semi-cuantitativas (Tabla 6.1). El viento es resultado de la velocidad del aire, medida en km/h, y la conectividad deriva de la distancia al punto de agua más cercano, medida en metros. Sin embargo la secuencia de estos valores, con pocas diferencias entre valores contiguos, tiene menos respuesta en los anfibios que los rangos o intervalos con diferencias marcadas entre ellos. Es por eso se prefirió una transformación semi-cuantitativa de estas variables.

Tabla 6.1. Variables usadas para construir los modelos ambientales.

	Variables	Unidades	Comentarios
Ambiente externo	Longitud (X) Latitud (Y)	m m	Coordenadas proyectadas en el huso UTM (Universal Transverse Mercator) 30 S
	Tª aire Altitud	ºC m	
	Viento	Rango 1-6	En grado creciente de velocidad en Km/h, con intervalos: 1: calma. 0-2 Km/h. El humo sube verticalmente; 2: ventolina. 2-6 Km/h. Se define la dirección del viento por la del humo; 3: brisa muy débil. 7-11 Km/h. El viento se nota en la cara. Las hojas de los árboles se mueven; 4: brisa débil. 12-19 Km/h Las hojas de los árboles se mueven continuamente; 5: brisa moderada. 20-29 Km/h. Se mueven las ramas pequeñas, se levanta polvo; 6: viento fuerte. >30 Km/h. Se mueven los árboles pequeños, se forman olas en la laguna.
Entorno	Conectividad	Rango 0-3	En grado creciente de intersección del buffer de cada punto con otros, con valores: 0: punto aislado, los puntos más cercanos están a partir de 2000 m; 1: los puntos más cercanos están a partir de 1000 m; 2: los puntos más cercanos están entre 500 y 1000 m; 3: los puntos más cercanos están entre 0 y 100 m.
	Conservación	Rango 1-3	En grado decreciente de amenazas: 1: putos con más de 3 tipos de amenazas; 2: puntos con 1, 2 o 3 tipos de amenazas; 3: mejor conservado, sin amenas. Tipos de amenazas: contaminación química, contaminación orgánica, desmontes y bombeos, construcciones, vertidos y suciedad, especies alóctonas, impacto jabalí, abandono, riadas, sequía, captura de agua, limpiezas o vaciados, excesivo ganado, otro...
Tipología	Río	Presencia /ausencia	Red de drenaje de carácter permanente. En este estudio se hace referencia a los encharcamientos laterales dentro del cauce o a las pozas en las cabeceras de los ríos.
	Arroyo		Caudal corto de agua, casi continuo
	Nacimiento cauce		Manantial de cierta entidad que produce o vierte al cauce de un río o arroyo
	Humedal		Terreno de aguas superficiales o subterráneas de poca profundidad. En esta categoría incluimos los encharcamientos alrededor de fuentes y rezume o bien en cunetas, siempre que haya indicios, por la vegetación que contiene, de no ser eventual.
	Manantial		Surgencia natural de agua subterránea
	Mina agua		Galería de dimensiones variables excavada en el terreno con la finalidad de captar agua subterránea por gravedad, si es a cielo abierto se habla de zanja
	Rezume		Manifestación externa de agua subterránea de poca magnitud. Es un tipo de manantial, no permanente, que con frecuencia produce humedales
	Charco eventual		Acumulación de agua no permanente, vinculada con periodos de lluvia o desbordamiento de otros entidades de agua.
	Charca natural		Acumulación de agua permanente. En esta categoría incluimos lagunas de alta montaña y otras masas de agua de menor tamaño de origen natural
	Fuente		Obra sencilla para la captación de agua de un manantial, con la finalidad de facilitar el uso cotidiano de la misma
	Pilón/ Abrevadero		Receptáculo de piedra que se construye en las fuentes para que cayendo el agua en él sirva de abrevadero, lavadero o para otros usos. / Estanque, pilón o paraje de río, arroyo o manantial a propósito para dar de beber al ganado.
	Balsa plástico		Hueco del terreno que se llena de agua natural o artificialmente. Puede tener la base de plástico, de cemento, de tierra o de plástico y encima tierra.
	Balsa tierra		Hueco del terreno que se llena de agua natural o artificialmente con la base de tierra
	Alberca/ Estanque		Depósito artificial de agua, con muros de fábrica para el riego. / Balsa construida para remansar o recoger el agua con fines utilitarios, como proveer al riego, criar peces, etc, o meramente ornamentales
	Aljibe		Depósito subterráneo
	Acequia		Zanja o canal por donde se conducen las aguas para regar y para otros fines. Las hay con sustrato de tierra, de piedra o de cemento
	Pozo		Excavación que se hace en la tierra ahondando hasta encontrar una vena de agua aprovechable. Hace referencia a los antiguos pozos de escasa profundidad, microhábitats adecuados para la fauna
Dique	Barreras transversales, de poca magnitud, que se sitúan en los cauces de barrancos o arroyos con el objeto de frenar el arrastre de materiales en los periodos de fuertes lluvias.		
Condiciones del agua	Vegetación	Rango 0-3	Creciente según presencia de especies indicadoras de calidad, con valores: 0: Sin vegetación, aguas transparentes o turbias por presencia de sedimentos y/o fitoplancton; 1: Presencia de helófitos y/o algas filamentosas bentónicas; 2: Characeas; 3: Presencia de macrófitos no characeos
	Macroinvertebrados	Rango 0-3	Creciente según presencia de especies indicadoras de calidad, con valores: 0: Sin macroinvertebrados; 1: Presencia de dípteros y/o hemípteros y/o anélidos; 2: Moluscos y/o odonatos y/o efemerópteros y/o coleópteros y/o platelmintos; 3: Plecópteros y/o tricópteros
	Color	Rango 1-7	Creciente en opacidad, con valores: 1: transparente; 2: semitransparente verde; 3: semitransparente marrón; 4: semitransparente negra o gris; 5: opaca verde (con algas unicelulares); 6: opaca marrón (con solutos de tierra); 7: opaca gris (solución contaminada)
	Movimiento	Rango 1-5	Creciente según velocidad en cm/s, con valores: 1: estancada sin renovación; 2: estancada con renovación (flujo laminar, sin mover toda la masa de agua); 3: circulación lenta < 20 cm / 5 s; 4: circulación rápida > 20 cm / 5 s; 5: circulación muy rápida > 20 cm / 1 s
	pH		
	Conductividad	mS	
Dimensiones	Tª agua	ºC	
	Longitud	m	
	Anchura	m	
	Profundidad	m	
	Nivel agua	m	
	Superficie	m ²	
	Volumen estanque	m ³	
Volumen agua	m ³		

Por primera vez en este tipo de estudios, se incluye el pozo como un punto de agua artificial, refiriéndose a pozos antiguos de poca profundidad, con paredes de piedra o ladrillo, cuya anchura permite suficiente luz para que proliferen flora y fauna acuáticas (Lanz y Greenpeace, 1997).

En el factor condiciones del agua las variables temperatura del agua, pH y conductividad se midieron con un conductivímetro (Eutech, ECScan, error: $\pm 0.01\text{mS}$), termómetro (Eutech, ECScan, error: ± 0.5) y pehachímetro (Eutech, pHScan 2, error: ± 0.1), sumergiéndolos 2 cm en el agua.

La vegetación se valoró adaptando el Índice de Macrófitos de Suarez et al. (2005) a los microhábitats acuáticos, sobre la base de la presencia de algunos taxones de la comunidad hidrofítica dominantes que indican calidad del agua. Para la valoración de los macroinvertebrados se adaptó el Índice de Alba-Tercedor (1996). El color se midió según un gradiente de transparente a opaco, pasando por colores intermedios debidos a la presencia de microalgas o de solutos (Tabla 6.1). El movimiento de la masa de agua se categorizó en un gradiente ascendente en función de la velocidad del agua en cm/s (Tabla 6.1; Apéndice I).

Las medidas del factor dimensiones se tomaron *in situ*, con una cinta métrica, en el caso de microhábitats de pequeño tamaño, pero en el caso de grandes balsas, lagunas o estanques o se calcularon se midieron digitalmente, a través de ortofotos (Junta de Andalucía 2004). Se calcularon las variables cuadráticas (volumen del estanque, volumen del agua y superficie) para visualizar mejor gráficamente los modelos ambientales.

6.2.- Regresión Logística, Favorabilidad y Modelos Ambientales

Después de la agrupación de variables por factores, se analizó cada uno de ellos mediante la regresión logística binaria para ver la importancia de cada variable dentro de su factor. La regresión logística binaria se encuentra entre los modelos lineales generalizados (GLM) (Crosbie y Hinch 1985), siendo una herramienta muy útil para realizar inferencias inductivas a partir

de una muestra de datos. Este método es una de las técnicas más extendidas en los análisis de modelos espaciales (Barbosa et al. 2001; Márquez et al. 2011). El modelo de regresión logística tiene la siguiente forma:

$$P = \frac{e^y}{1 + e^y}$$

siendo P la probabilidad de ocurrencia, e el número neperiano, y una ecuación de regresión de la forma:

$$y = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n$$

y los coeficientes que multiplican a las variables son $\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n$.

Los valores de probabilidad que resultan de la regresión logística no dependen sólo de la proporción de presencias en los microhábitats sino también de las variables. Por esta razón y para poder eliminar los componentes redundantes, se utiliza el Trend Surface Analysis (Legendre 1993) en el factor geográfico y en los factores ambiente externo y dimensiones (Tabla 6.1). Este análisis aplica en este caso la regresión logística binaria a las variables principales y a otras derivadas de ellas (cuadráticas, cúbicas o multiplicaciones entre ellas).

La situación geográfica es un ente único definido por las variables longitud y latitud. El análisis de las nueve variables derivadas de ellas, puede matizar la influencia de cada una en el modelo geográfico, y detectar la estructura espacial de los puntos de agua utilizados por cada especie.

Se seleccionó el método de regresión logística binaria por pasos hacia atrás condicional para el factor geográfico. Este método parte de todas las variables y va eliminando sólo las redundantes, de esta manera se conseguía un mejor ajuste a la distribución de todas las especies tanto las generalistas como las de distribución restringida. Y se seleccionó el método de regresión logística binaria por pasos hacia adelante condicional para el resto de los

factores ($p < 0,05$ para incluir una variables, $p > 0,1$ para excluir una variables previamente incluida). De esta manera se cumple con el principio de parsimonia de no incluir en los modelos variables explicativas innecesarias.

Criterios de evaluación de los modelos

La importancia relativa de cada variable en los modelos se evaluó mediante el test de Wald (1943). Este test relaciona los coeficientes β de cada variable con el coeficiente de variación del coeficiente β .

La capacidad de discriminación de cada modelo se midió con el AUC (área bajo la curva Roc, del inglés "Area Under the Curve"). Esta área puede interpretarse como la probabilidad de que la presencia o la ausencia sean seguras. Aunque no es una medida fiable de la exactitud de los resultados del modelo (Lobo et al. 2008), sin embargo, es útil cuando se comparan modelos de la misma especie en el mismo área de estudio.

Para medir la capacidad de clasificación de los modelos, se utilizó el coeficiente Kappa de Cohen (1960), que es una medida de la proporción de concordancia no atribuible al azar (Fielding y Bell 1997).

El Criterio de Información de Akaike (1973) (AIC) se utilizó para comprobar si el modelo seleccionado en el último paso era más parsimonioso que los modelos de los pasos previos.

Favorabilidad y Modelos Ambientales

La diferente proporción de presencias en las especies puede desplazar la probabilidad al azar en una u otra dirección hacia la categoría que tiene mayor número de casos (Hosmer y Lemeshow 2000). Para contrarrestar esta dificultad, se aplicó al factor localización la función de favorabilidad descrita por Real et al. (2006a).

La función de favorabilidad establece la relación entre la probabilidad de ocurrencia y la probabilidad esperada por el azar, que sería el número de

presencias dividido entre el número total de casos. Si en una unidad geográfica $F > 0,5$ esa unidad es favorable para la especie porque la probabilidad de presencia es mayor que la esperada por el azar, y si $F < 0,5$ será desfavorable ya que la probabilidad es menor que la esperada por el azar.

De esta forma se transformaron los valores de probabilidad de presencia resultante de la función logística en valores de favorabilidad, 0 cuando un punto no es nada favorable y 1 cuando la favorabilidad es máxima. Como resultado se obtiene la distribución de los puntos favorables para cada especie, que es independiente de la relación entre presencias y ausencias de la muestra.

El modelo de Favorabilidad es el siguiente:

$$F = [p/(1 - p)] / [(n_1/n_0) + (p/[1 - p])]$$

Siendo n_1 el número de puntos de agua donde se encontró la especie y n_0 el número de puntos de agua donde no se encontró, y p es la probabilidad. La función de favorabilidad refleja el grado (entre 0 y 1) de diferencia entre los valores de probabilidad obtenidos en cada modelo y los esperados según la prevalencia de la especie.

La obtención de valores de favorabilidad geográfica en todos los puntos del territorio muestreado no explica cual es la tipología de microhábitats de la especie puesto que puede que la especie no se encuentre ni se haya encontrado nunca allí, aunque geográficamente el lugar le sea favorable. Por ello, de forma análoga se elaboraron modelos de favorabilidad para cada factor ambiental.

Al realizar los modelos se podían cometer dos tipos de errores: Tipo I (la hipótesis verdadera es rechazada, aceptando erróneamente la relevancia de un factor para una especie) y tipo II (una hipótesis falsa es aceptada, rechazando erróneamente la relevancia de un factor para una especie). Los riesgos de estos dos errores son inversamente proporcionales y el

investigador debe determinar qué error tiene consecuencias más graves de la situación analizada.

En nuestro caso, un error de tipo II tiene consecuencias más graves, ya que estamos tratando de identificar las características de los puntos de agua y no podemos dejar fuera ninguna. La probabilidad aceptable de cometer un error de tipo I es α , que es el nivel de significación establecido para un test de hipótesis (0,05 en nuestro caso). La cuestión aquí es que al hacer muchos muestreos el error tipo I aumenta. Para reducir este riesgo y debe utilizar un valor inferior para α , como hace la corrección de Bonferroni. Sin embargo, la corrección de Bonferroni aumenta enormemente el error tipo II (Pearce y Ferrier 2000; Nakagawa 2004). Nuestro enfoque para hacer frente a ambos tipos de error, fue aumentar el número de puntos de agua muestreados con el fin de reducir el error de tipo II, y disminuir el número de factores para reducir el error de tipo I.

Se muestrearon un número considerable de puntos de agua ($n = 568$), y los datos obtenidos en cada uno (las variables), se agrupamos en siete factores, que constituye un número de modelos reducido para cada especie. Dentro de cada modelo, el procedimiento paso a paso asegura que no hay un aumento de error de tipo I con el número de variables probadas, porque en cada paso sólo se permite entrar en el modelo a la variable más significativa, mientras que la significación del resto de variables se analiza en el siguiente paso.

Para evitar la multicolinealidad excesiva se comprobó el factor de inflación de la variable (VIF) y las correlaciones de variables por pares. De esta manera, en las variables incluidas en los modelos de la VIF se consideró aceptable hasta 10 (de Montgomery y Peck, 1992) y el coeficiente de correlación de Spearman hasta 0,7. La cantidad de autocorrelación espacial en las variables se evaluó con el coeficiente I de Moran (Moran, 1950).

6.3.- Ensayos realizados

Variables

Se realizaron distintos ensayos de variables derivadas de combinaciones: las del factor de localización resultaron positivas en la explicación de la distribución de las especies; las del factor dimensiones también resultaron explicativas y entraron en los modelos de algunas especies; pero las del factor ambiente externo no lo fueron.

En el factor ambiente externo se añadieron las variables temperatura y altitud al cuadrado (T^a aire², Altitud²). Sin embargo estas variables no explicaban su influencia en la presencia/ausencia de las especies en un hábitat o en otro, por eso se volvieron a realizar los modelos sin estas variables cuadráticas.

Regresión logística binaria

Se realizaron tres métodos de regresión logística binaria en cada factor para comprobar cual se adapta mejor a la explicación de las variables. Primero se realiza con el método por pasos hacia adelante condicional, después hacia atrás condicional y por último con la introducción de todas las variables juntas.

En total se realizaron 18 modelos por especie, que corresponden a tres modelos por factor excluyendo el factor número de visitas. A continuación se seleccionaron los métodos de regresión logística binaria hacia atrás condicional para el factor geográfico y los de hacia adelante condicional para los factores ambientales, como se ha explicado anteriormente.

En el planteamiento del capítulo 9 sobre el estudio de los factores ambientales a distintos niveles geográficos, se ensayaron de nuevo análisis de regresión logística binaria hacia atrás condicional, hacia adelante condicional y con el método de introducir todo, en los seis factores ambientales. Y además estos análisis se realizaron en los tres niveles geográficos de favorabilidad ($F > 0.2$, $F > 0.5$ y $F > 0.8$). Se obtuvieron en total 15

modelos para cada una de las seis especies que presentaban los tres niveles de favorabilidad geográfica (*D. galganoi jeanneau*, *P. ibericus*, *H. meridionalis*, *P. waltl*, *S. salamandra longirostris* y *T. pygmaeus*), y 10 modelos para cada una de las especies que no presentaron favorabilidad geográfica superior a 0,8 (*A. dickhilleni*, *B. spinosus*, *B. calamita* y *P. perezii*). De nuevo, entre todos los modelos se volvió a seleccionar el método de regresión logística hacia adelante condicional.

Bloque III

Resultados: Caracterización de los hábitats acuáticos y Modelos



7.- Selección de puntos de agua potencialmente adecuados para los anfibios

7.1.- Introducción

Entre la abundancia y variedad existente de lugares ligados al agua, están aquellos que por sus pequeñas dimensiones y sus particularidades ecológicas y geográficas, constituyen el objeto de estudio de esta tesis. La base de los muestreos y toma de datos no eran las cuadrículas UTM o las parcelas sino los puntos concretos. Por eso, era necesario la búsqueda exhaustiva y la selección de los lugares más idóneos para la presencia de anfibios, adaptando así la metodología de detección de anfibios al área de estudio (Parris 1999).

Al tratarse de un territorio tan extenso, no se podían programar los muestreos sin una exploración y localización cartográfica previa de los puntos de agua donde potencialmente se reproducen las especies (Doligez et al. 2002). En este apartado se muestran los resultados del análisis previo de estos datos geográficos.

El área de estudio se corresponde con uno de los distritos hidrográficos de la península Ibérica. Además contiene otras figuras de gestión y administración que es necesario tener en cuenta a la hora de organizar los muestreos, como son la titularidad, o la pertenencia a un área protegida. Así mismo el análisis de estos datos es importante a la hora de proponer medidas de conservación (capítulo 13).

Titularidad

La titularidad del hábitat acuático o del terreno donde se encuentra, puede ser pública o privada. Para los objetivos de esta tesis es un dato importante por varias razones:

- la posible gestión del acceso antes de los muestreos,

- para realizar una valoración adecuada del punto de agua (capítulo 12),
- y para poder definir medidas de conservación que sean viables.

El DHM tiene una superficie de titularidad pública de casi 370.000 Has (CMA 2010b). El 60% de la superficie de estos montes públicos está dentro de los Espacios Naturales Protegidos (EENNPP). El resto constituye una considerable superficie con gran cantidad de sistemas acuáticos que necesitan una gestión que compatibilice el desarrollo con la conservación (Fig. 7.1). En su mayor parte se trata de zonas de montaña y cabeceras de las cuencas hidrográficas de ríos, muchos de ellos con un caudal permanente.

Áreas protegidas

Andalucía es una comunidad autónoma que cuenta con mucha superficie de su territorio protegido, casi el 20% (CMA 2011c). En el DHM el 19% de la superficie está dentro de algún tipo de figura de protección. Las mayores superficies protegidas coinciden con los parques naturales, que también presentan una distribución mayoritariamente asociada con las zonas de montaña (Fig. 7.2), aunque otras figuras como las de Paraje Natural y Reserva Natural tienen también importancia.

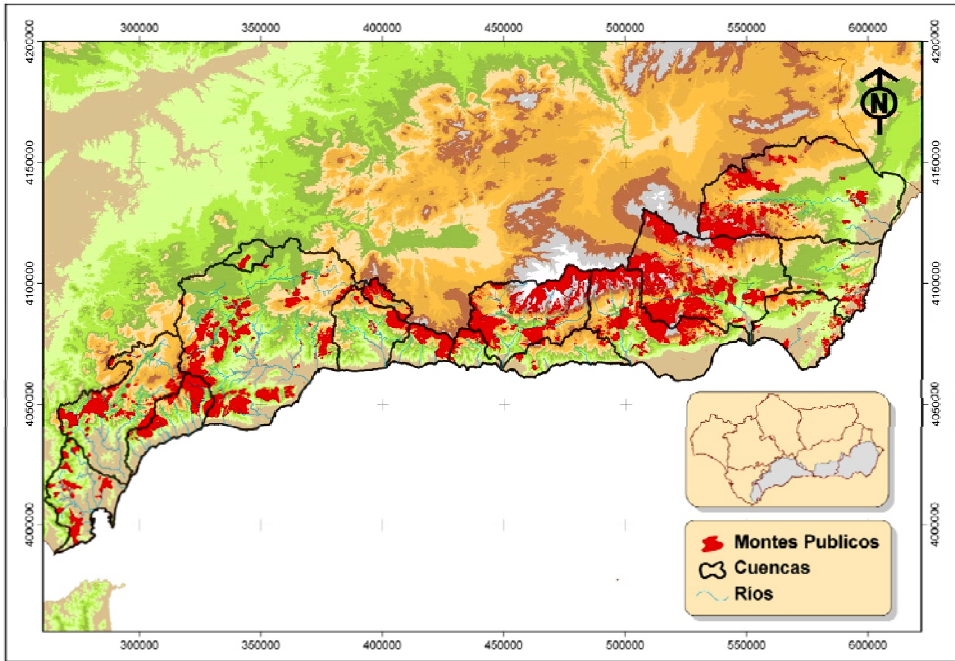


Fig. 7.1 Montes públicos en la Cuenca Mediterránea Andaluza (DHM) (CMA 2010b).

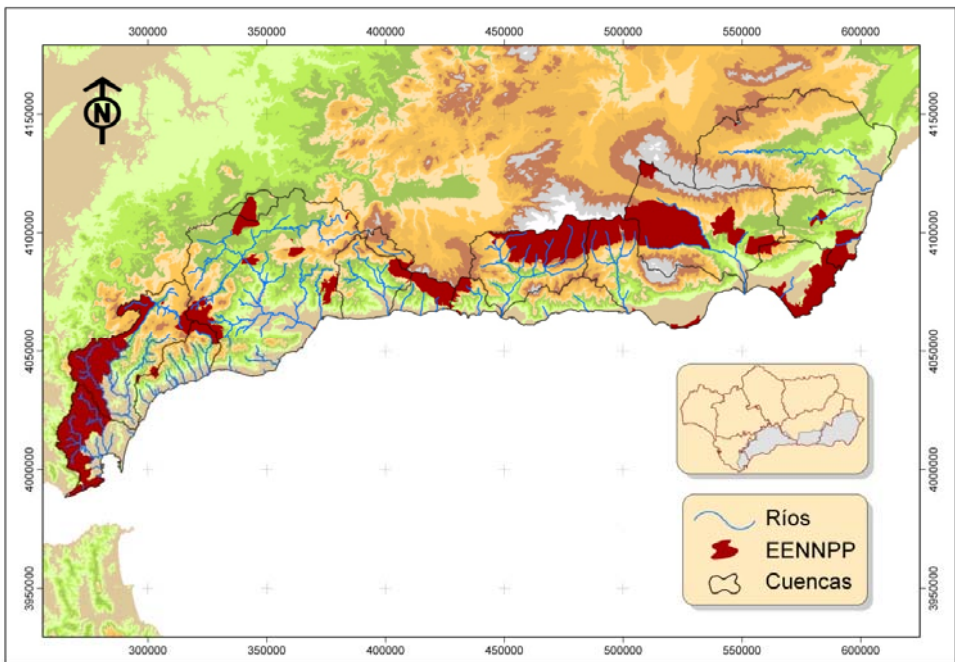


Fig. 7.2 Espacios Naturales Protegidos en las cuencas del DHM (CMA 2011c).

7.2. Metodología

Como se explica en los apartados 5.1 y 5.2, se ha realizado una búsqueda de los puntos de agua existentes en el DHM. Se pretendía decidir los lugares potencialmente interesantes como microhábitats acuáticos. Entre la simbología relacionada con puntos de agua presentes en la base de datos del IGN (2009) se seleccionaron 10 (Tabla 7.1).

Tabla 7.1 Lista de signos cartográficos relacionados con puntos acuáticos, seleccionados de la base de datos de IGN (2009). El recuadro en gris corresponde a los utilizados en el trabajo.

CODIGO	NOMBRE
39604	Abrevadero
39603	Piscina
39003	Molino de agua
39703	Depósito agua elevado
39702	Depósito agua subterráneo
39701	Depósito agua superficial
39602	Estanque, Aljibe, Cisterna
39301	Manantial
39401	Pozo
39501	Fuente
39002	Depuradora
39006	Depuradora aguas residuales
50803	Depósito general
39101	Sifón
39201	Respiradero

Se han diferenciado tres categorías de puntos de agua, según el tratamiento y tipo de análisis realizado:

A) Puntos compilados:

Son todos los puntos de agua recopilados desde las diferentes fuentes consultadas, fundamentalmente de origen cartográfico (Tabla 7.1). Las tipologías diferenciadas en estas fuentes de datos son, cuando su origen es artificial: fuentes, albercas, abrevaderos, depósitos, aljibes, pozos y balsas; y cuando su origen es natural: manantiales, nacimientos, surgencias y pequeños humedales.

Se trata de un conjunto numéricamente importante, indicadores de las formas y tipologías de uso del agua más frecuentes en un territorio. Algunos pueden ser hábitats adecuados para la biodiversidad, pero sólo se reconoció este aspecto después de ser muestreados.

B) Puntos muestreados:

Una vez seleccionados los puntos compilados y diseñados los itinerarios a seguir, se realizaron las salidas al campo. Pero los puntos que se visitan finalmente puede que no coincidan con los previstos. En muchos casos se encuentran además otros directamente en el campo, o se presentan dificultades de acceso (cadenas, vallas, caminos destrozados por lluvias etc.). Por eso los puntos muestreados corresponden a los que se visitan, muestrean y sobre los que se realiza la recogida de datos para caracterizarlos.

C) Microhábitats acuáticos:

Aquellos puntos muestreados con biocenosis asociadas que tienen carácter de hábitat para anfibios, o que, potencialmente, con determinadas medidas de gestión-adequación pueden llegar a serlo (estos se trataran en el apartado 11).

7.3.- Resultados

Comparando las 10 categorías de puntos de agua presentes en la base de datos del IGN (2009), con las que aparecían en los datos recopilados de otras fuentes consultadas, se observaron divergencias. Existen categorías de puntos de agua en las otras fuentes consultadas (bases de datos de citas de

anfibios, bibliografía sobre anfibios en Andalucía, etc.), que no aparecen en el IGN. Para subsanarlo y ajustarse mejor a la realidad se optó por añadir algunas categorías a la lista de los muestreos (Tabla 7.2).

Tabla 7.2 Equivalencias entre las tipologías de puntos de agua utilizadas en este trabajo y las definidas por IGN (2009)

<i>Tipologías</i>	
Propias	IGN
Naturales	
Río	-
Arroyo	-
Humedal	-
Rezume	-
Manantial	Manantial
Nacimiento a cauce	Manantial
Mina de Agua	-
Charca natural	-
Charco eventual	-
Infraestructuras	
Fuente	Fuente
Pilón/Abrevadero	Abrevadero
Alberca/Estanque	Estanque, Aljibe, Cisterna
Balsas	Estanque, Aljibe, Cisterna
Aljibe	Estanque, Aljibe, Cisterna
Acequia	-
Pozo	Pozo
Dique	-

7.3.1.- Puntos de agua compilados

En el conjunto del Distrito Hidrográfico Mediterráneo existen 31.293 puntos de agua (Tabla 7.3 y Fig. 7.4). La provincia con más superficie dentro del DHM es Almería, seguidas de Málaga, Granada y Cádiz (Tabla 7.3). Sin embargo es Málaga la que tiene mayor número de puntos (el 50% del total) y de superficie relativa, pues prácticamente todas sus aguas vierten al Mediterráneo.

La tipología de los puntos compilados se concentra mayoritariamente en dos: piscinas y estanque, aljibe, cisterna (Tabla 7.4).

Tabla 7.3 Superficie del DHM por provincia, y relación de puntos totales respecto a la superficie

<i>Provincia</i>	<i>Superficie total (Km²)</i>	<i>Km² en DHM</i>	<i>% Superficie Provincial</i>	<i>% Superficie en DHM</i>	<i>Nº Puntos de agua totales</i>	<i>Puntos totales / Superficie</i>
Almería	8.768	7.655	87,3	42	10582	1,3
Granada	12.635	2.636	20,8	14,4	4419	1,6
Málaga	7.308	6.691	91,3	36,7	15.655	2,3
Cádiz	7.442	1.218	16,3	6,6	637	0,5
TOTAL	36.153	18.200		100	31.293	1,7

Tabla 7.4 Puntos de agua compilados y su tipología por provincias y selección del nº de puntos con interés potencial desde la perspectiva de la biodiversidad. Elaboración propia a partir de IGN (2009).

<i>Tipologías</i>	<i>Granada</i>	<i>Málaga</i>	<i>Almería</i>	<i>Cádiz</i>	<i>Total</i>	<i>Piscinas y otros</i>	<i>Puntos potenciales</i>
Abrevadero	4	118	24	2	148	0	148
Piscina	176	10.667	1.215	570	12.628	12.628	0
Depósito agua cubierto	1.255	1.279	165	33	2.732	2.732	0
Depósito agua superficial	668	231	56	4	959	959	0
Estanque, Aljibe, Cisterna	1.844	2.200	8.634	4	12.682	0	12.682
Manantial	0	23	7	0	33	0	33
Pozo	396	923	303	5	1.627	1.627	0
Fuente	76	214	178	19	487	0	487
Total	4.419	15.655	10.582	637	31.296	17.946	13.350

Esta presentación en grandes cifras, nos permite una aproximación general al uso del agua, así como establecer sus tendencias en el territorio (Fig. 7.3 y 7.4).

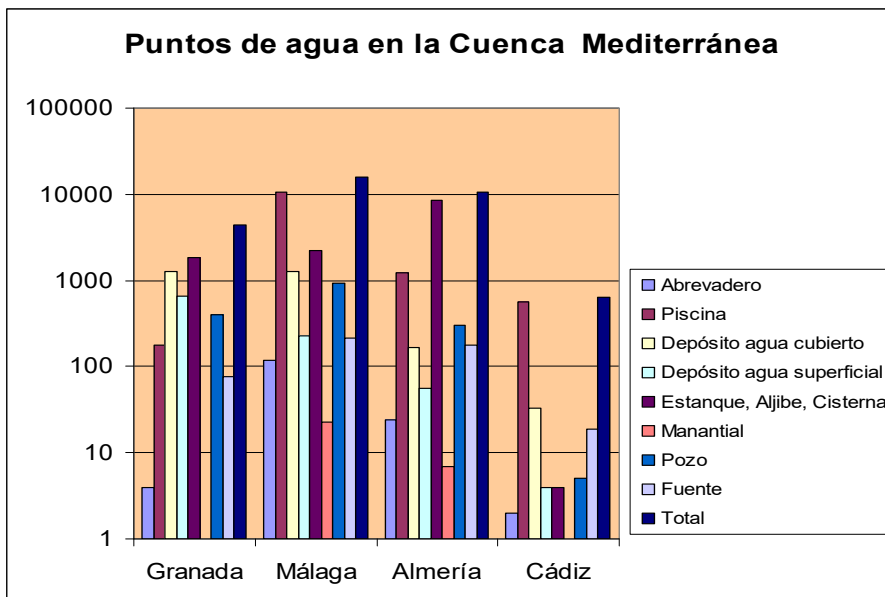


Fig. 7.3 Tipología de los puntos de agua compilados en la DHM a escala logarítmica.

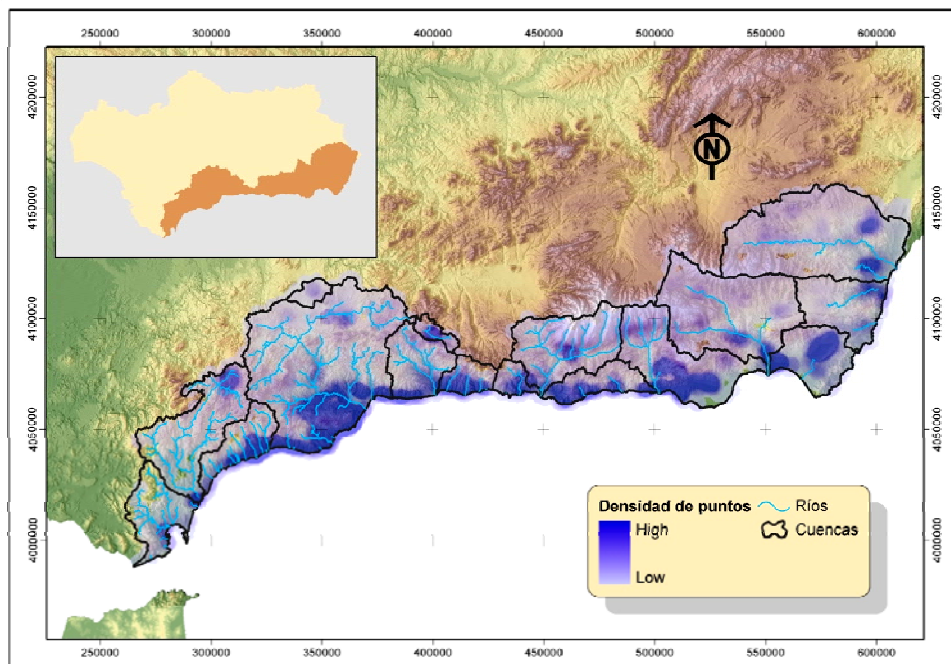


Fig. 7.4 Densidad de los puntos de agua en las cuencas del DHM una vez sustraídos los puntos de agua sin interés para la biodiversidad. La intensidad de color representa más concentración y densidad de puntos.

Sin embargo, los criterios para seleccionar los tipos de puntos de agua no se ajustaron a la realidad, porque al comparar lo que aparece en la cartografía y lo que se encuentra en el campo, no concordaban.

Las piscinas se seleccionaron en un principio por entender que se incluía en esta categoría las albercas de paredes verticales de cemento que se utilizaban para riego o para uso recreativo, y en las que se reproducen también los anfibios. Sin embargo en la cartografía no se referían solo a este concepto, puesto que el número de piscinas era muy elevado, luego debía incluir también las piscinas de casas residenciales, y este tipo de punto de agua no es adecuado para la fauna. Se observa sobre todo en las costas, donde hay un importante desarrollo urbanístico, residencial y turístico, que la intensidad de color en el mapa es mayor (Fig.7.4). Si se elimina la categoría de piscinas se reduce la ratio (Puntos de agua / superficie), por ejemplo en la provincia de Málaga de 2,3 a solo 0,7 (Tabla 7.2).

Los datos de pozos se refieren a los de construcción antigua y también a los actuales, en los que no hay ningún contacto entre el agua y el aire. El número tan elevado y la distribución de los mismos (Tabla 7.4 y Fig. 6.3), daba a entender que en los datos cartográficos había más pozos actuales que antiguos, por eso se decidió eliminar este dato. Sin embargo en los puntos muestreados se mantuvo esta categoría aunque los datos de pozos son exclusivamente de los muestreos.

En resumen, se decidió obviar los depósitos de agua superficial, depósitos de agua cubiertos, piscinas y pozos, por no ser adecuados como biotopos. Y por eso el número de puntos compilados se redujo a 13.350 (Tabla 7.4), y si le sumamos los datos resultantes de la recopilación de información (apartado 5.1) se elevó a 13.650.

7.3.2.- Puntos de agua muestreados

La localización de los puntos de agua muestreados se observa en las figuras 7.5 y 7.6. Si analizamos la importancia de estos puntos por tipologías,

encontramos que el 58% corresponden a puntos de agua con algún tipo de infraestructura (Tabla 7.5).

Tabla 7.5 Tipologías de los puntos muestreados y su porcentaje dentro de su tipo natural o artificial así como su porcentaje dentro del total (1035)

Tipologías			
Naturales	Nº	%	% Total
Río	28	6,42	2,71
Arroyo	123	28,21	11,88
Humedal	24	5,50	2,32
Rezume	38	8,72	3,67
Manantial	65	14,91	6,28
Nacimiento a cauce	19	4,36	1,84
Mina de Agua	13	2,98	1,26
Charca natural	58	13,30	5,60
Charco eventual	68	15,60	6,57
	436	100	42,13
Infraestructuras	Nº	%	% Total
Fuente	116	19,37	11,21
Pilón/Abrevadero	93	15,53	8,99
Alberca/Estanque	175	29,22	16,91
Balsa	146	24,37	14,11
Aljibe	21	3,51	2,03
Acequia	48	8,01	4,64
	599	100	57,87
TOTAL	1035		

A pesar del alto número de infraestructuras ligadas al uso del agua en el DHM, siguen teniendo gran peso los puntos de agua de origen natural.

7.3.3.- Puntos de agua y sistema administrativo

Los puntos de agua compilados tienen una distribución mayoritaria fuera de los montes públicos, en contra de lo que sucede con los puntos muestreados (Fig. 7.5 y Tabla 7.6). Con respecto a los EENNPP, ocurre algo parecido, el 96,5% de los puntos compilados quedan fuera de ellos (Fig. 7.6 y Tabla 7.6).

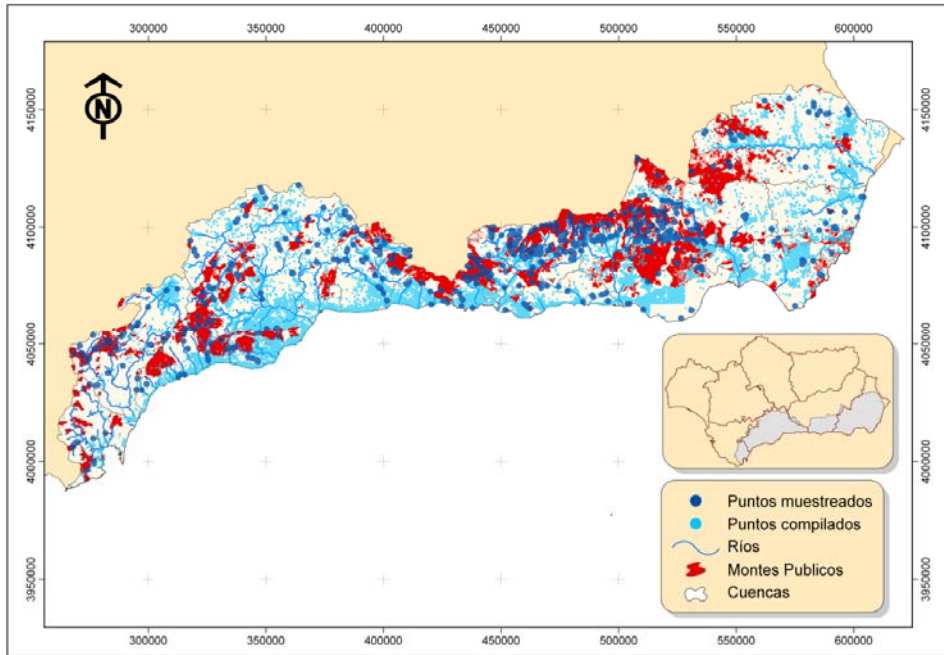


Fig. 7.5 Distribución de los puntos de agua muestreados y compilados con los montes públicos de las cuencas del DHM.

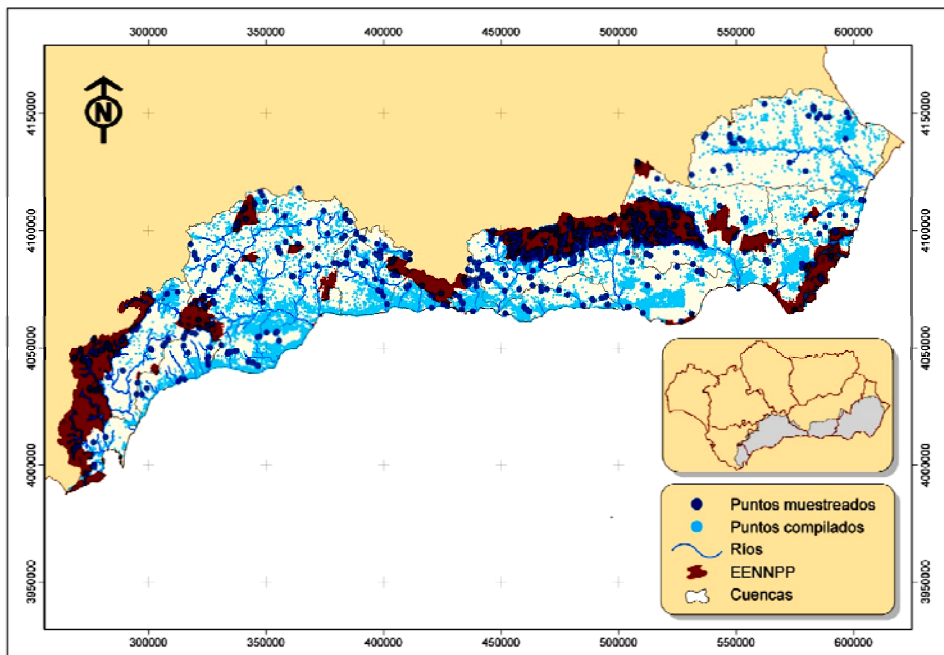


Fig. 7.6 Distribución de los puntos de agua muestreados y compilados con los EENNPP de las cuencas del DHM.

Tabla. 7.6 Puntos de agua compilados y muestreados en los montes públicos y en los EENNPP de las cuencas del DHM

	Superficie Km ²		Puntos compilados		Puntos muestreados	
	Total	%	Nº	%	Nº	%
DHM	18.200	100	31.293	100	670	100
Montes Públicos	3.738	20,5	509	1,6	204	30
EENNPP	3.508	19,2	1.114	3,5	358	53

Teniendo en cuenta que la superficie de los EENNPP es similar a la de los montes públicos la proporción de puntos compilados es mayor. Esto puede deberse a que dentro de los límites de los territorios protegidos hay propiedades públicas y privadas, lo que indica mayor actividad económica dentro de los EENNPP.

La presencia de puntos de agua con características de microhábitats acuático dentro de los EENNPP es significativa. Muchos de ellos no aparecen en la cartografía consultada como puntos compilados porque se trataba de rezumes, charcas temporales, arroyos o pequeños humedales.

8.- Característica eco-geográficas de los microhábitats de agua dulce usados por los anfibios

8.1. Introducción

Los enclaves acuáticos son esenciales para la biodiversidad (Zacharias 2010; Grillas et al. 2004), y para el uso antrópico. El desarrollo humano altera los ecosistemas de agua dulce, provocando incluso su desaparición (Blondel et al. 2010). Esto genera un conflicto entre los seres humanos y las otras especies que los usan, como los anfibios. En las últimas décadas se ha intensificado debido a cambios en el uso del agua, sobre todo debido a las prácticas agrícolas intensivas (Dobb 2009; Brühl et al. 2013). Este conflicto es especialmente crítico en regiones climáticas con alta xericidad estival como la mediterránea, que además concentra una gran biodiversidad y niveles elevados de endemismos (Grillas et al. 2004; Oertli et al. 2009; Zacarías y Zamparas, 2010).

En la Cuenca Mediterránea Andaluza en particular, los puntos de agua artificiales han sido ampliamente utilizados por la fauna silvestre, especialmente los anfibios (Béjar y Alcázar 2003; Casas et al. 2012). Por ello, la conservación de los puntos de agua naturales o artificiales contribuye a la riqueza de especies de anfibios (Graham 2002; García-Muñoz et al. 2010).

La relación entre la presencia de anfibios y las características de los hábitats acuáticos es clara, sin embargo está vagamente definida. Y para el mantenimiento de las poblaciones de anfibios es importante determinar el grado de significancia de las características de los puntos de agua.

Los modelos sobre el hábitat pueden ser útiles para identificar las características ambientales que explican la distribución de especies (Fielding y Haworth 1995). Estos modelos utilizan algoritmos matemáticos para destacar las características de los hábitats que son más relevantes para las necesidades fisiológicas y biológicas de cada especie (Barbosa et al. 2001; Muñoz et al. 2005; Romero et al. 2013). Sin embargo, el contexto geográfico

utilizado para construir los modelos afecta a la relación entre las variables ambientales y distribución de las especies que se conservan en los modelos (Acevedo et al. 2012).

Estudios previos han analizado la distribución de anfibios y características del hábitat por separado. Algunos autores estudiaron hábitats reproductivos de especies sin tener en cuenta la ubicación geográfica (Richter-Boix et al. 2006a; Egea-Serrano et al. 2006a; Egea-Serrano et al. 2006b; Searcy et al. 2013), mientras que otros han analizado la distribución de especies, sin tener en cuenta las características específicas de los microhábitats (Guerrero et al. 1999; Real et al. 2001a, 2001b). Sólo algunos autores han utilizado variables locales medidas *in situ* como predictivas en los modelos de distribución (Gómez-Rodríguez et al. 2012; Ferreira y Beja 2013).

En este capítulo se detectan y se comparan las características de los microhábitats acuáticos relevantes para cada especie de anfibio, mediante el análisis separado de cada factor. En el contexto actual de disminución de puntos de agua en la región mediterránea, todos los puntos de agua con presencia de anfibios deben ser descritos para poder conservarlos.

8.2. Metodología

La metodología general se describe en los apartados 5 y 6. En este capítulo se analizan los factores geográfico y ambientales separadamente. Este enfoque contribuye a conocer las características de los microhábitats más relevantes para los anfibios porque no descarta ningún factor. En un modelo sintético que combina el efecto de todos los factores (Romero et al. 2015), sería más difícil de determinar el papel de cada factor individual debido a que las variables más relevantes podrían eclipsar el efecto de las menos, y todas aportan información sobre los microhábitats.

El factor número de visitas se ha considerado en este capítulo para controlar el efecto de los diferentes esfuerzos de muestreo. Los anfibios son

difíciles de detectar porque sus ciclos reproductivos están estrechamente vinculados a las inclemencias meteorológicas (Tejedo 2003; Schmidt 2003; Mazerolle et al. 2007), y por ello algunos autores han propuesto métodos para aumentar la probabilidad de detección (Mazerolle et al. 2007; Gómez-Rodríguez et al. 2012). Sin embargo, en este estudio no era viable utilizar dichos métodos debido a la extensión del territorio y la gran dificultad de acceso a muchos puntos de agua. En cambio, para aumentar la detectabilidad, se diseñaron los muestreos ajustándonos a la fenología de cada especie en cada ubicación geográfica. Por lo tanto, el esfuerzo de muestreo se concentró en invierno y primavera en la mayoría de las localidades, y en verano por encima de 1.500 metros de altitud. Y así, aproximadamente el 14,4% de los puntos se visitaron más de una vez, puesto que albergaban especies con periodos reproductivos temporalmente distintos.

A todos los modelos se les aplica la función de favorabilidad y se representan gráficamente obteniéndose mapas con la ubicación de los microhábitats favorables ($F > 0,5$) para cada especie de acuerdo a las variables seleccionadas en cada factor, incluyendo el esfuerzo de muestreo.

8.3. Resultados

Se han localizado las 11 especies de anfibios consideradas en el área de estudio (Apdo. 4.4). Se obtuvieron modelos geográficos para las 11 (Tabla 8.1), y modelos ambientales para todas menos *Pelobates cultripes* (Tabla 8.2). La presencia de las 10 especies en los microhábitats muestreados se muestra en las figuras 8.4a - 8.13a.

De los 670 puntos muestreados, 568 se han considerado para la construcción de los modelos, desechando los demás por falta de datos suficientes para las variables. El 78% de estos puntos presentaron al menos una especie mientras que un 4% presentó tres o más (3-7). Los puntos que tuvieron más especies se sitúan en zonas montañosas, a excepción de uno que se corresponde con una reserva natural costera (Fig. 8.1).

El número de puntos de agua donde se registró la presencia de cada una de las especies se muestra en la Tabla 8.1. Se observa que *P. perezii* es la especie con mayor número de presencias, encontrándose en el 48% de los puntos muestreados (Fig. 8.10a).

Tabla 8.1 Especies del área de estudio y su número de presencias (n). Importancia de las variables longitud (X) y latitud (Y) en el modelo geográfico. +/- : signo del coeficiente (β) correspondiente a cada variable en la función de favorabilidad. Se indican las abreviaturas de los nombres científicos formadas con las tres primeras letras del género y tres primeras letras de la especie y subespecie en su caso.

Especies	Abreviatura	n	X	Y
<i>Alytes dickhilleni</i>	Alydic	65	+	
<i>Discoglossus galganoi jeanneae</i>	Disgaljean	30	-	
<i>Pelodytes ibericus</i>	Pelibe	7	-	
<i>Pelobates cultripes</i>	Pelcul	1		
<i>Bufo spinosus</i>	Bufspi	111	+	
<i>Bufo calamita</i>	Bufoal	45	+	
<i>Hyla meridionalis</i>	Hylmer	45		-
<i>Pelophylax perezii</i>	Pelper	272		
<i>Pleurodeles waltl</i>	Plewal	9	-	+
<i>Salamandra salamandra longirostris</i>	Salsallon	18	-	
<i>Triturus pygmaeus</i>	Tripyg	11	-	

La favorabilidad geográfica de microhábitats acuáticos muestreados para cada especie se muestra en las figuras 8.4b a 8.13b. Los microhábitats favorables para los anfibios se concentran en dos áreas, una occidental y otra central (Fig. 8.1 y figuras 8.4b - 8.13b). La zona occidental fue favorable a *D. galganoi jeanneae*, *P. ibericus*, *H. meridionalis*, *P. perezii*, *P. waltl*, *S. salamandra longirostris*, y *T. pygmaeus*, mientras que el zona central fue favorable a todas las especies, excepto *S. salamandra longirostris*. La zona occidental incluye las montañas de altitud media de la Serranía de Ronda y los de los Grazalema y Alcornocales Parques Naturales; y la zona central incluye las cordilleras de la Sierra Tejada, Alhama, Almirajara, Lújar, y la vertiente sur de la Sierra Nevada.

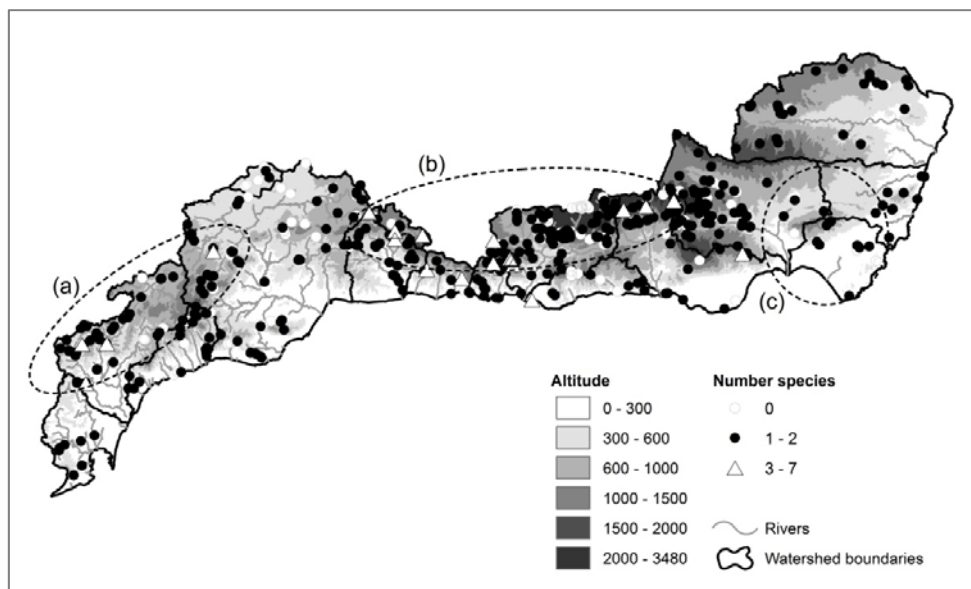


Fig. 8.1 Localización de los puntos de muestreo, diferenciando los rangos de altitud y los rangos en el número de especies de anfibios por punto.

Alrededor del 85% de los puntos de agua fueron visitados solo una vez, sin embargo existe una correlación positiva entre el número de especies registradas y el número de visitas, según la correlación de Spearman ($r_s = 0,241$; $p < 0,05$). El esfuerzo de muestreo es significativo para el 70% de las especies. La ubicación de microhábitats favorables por el número de visitas está representada en las figuras 8.4c a 8.13c. Comparando con los mapas de presencia (Figs. 8.4a - 8.13a) se pueden distinguir los lugares donde con mayor esfuerzo de muestreo se podrían encontrar más especies.

La ubicación de los microhábitats favorables ($F > 0,5$) de acuerdo a los factores ambientales se muestra en las Figuras 8.4d - 8.13d. Solo tres especies presentaron modelos para cada factor, *H. meridionalis*, *P. perezii* y *P. waltl* (Tabla 8.2).

Tabla 8.2 Variables incluidas en cada modelo de favorabilidad ambiental con el valor del test de Wald, y el valor y signo (+/-) del coeficiente (β) correspondiente a cada variable en la función de favorabilidad. Los nombres de cada especie están abreviados según tabla 8.1.

Factores	Variables n=38	Alydic		Disgaljea		Pelibe		Bufspi	
		β	Wald	β	Wald	β	Wald	β	Wald
Ambiente externo	Tª aire	- 0.091	7.563						
	Altitud	+ 0.001	15.552					+ 0.001	35.452
	Viento			+ 0.336	5.094				
Entorno	Conectividad			+ 1.577	24.554	+ 1.289	4.583		
	Conservación	+ 0.603	7.541					+ 0.463	6.402
Tipología	Río								
	Arroyo								
	Humedal					+ 2.017	4.868		
	Nacimiento a cauce								
	Manantial			+ 1.412	6.363			+ 0.716	4.885
	Mina agua								
	Rezume			+ 1.727	11.316				
	Charco eventual	- 1.806	6.118	+ 2.007	19.524				
	Charca natural								
	Fuente								
	Pilón/abrevadero								
	Balsa plástico								
	Balsa tierra	- 2.613	6.621					+ 1.114	18.025
	Alberca/estanque								
	Aljibe								
Acequia									
Pozo			+ 1.612	5.878	+ 2.071	5.128			
Dique									
Condiciones del agua	Vegetación					+ 1.466	6.313	+ 0.574	8.240
	Macroinvertebrados								
	Color							- 0.376	4.340
	Movimiento								
	pH								
	Conductividad							- 0.710	4.691
Tª agua	- 0.177	8.927							
Dimensiones	Longitud			+ 0.025	7.437				
	Anchura								
	Profundidad			- 1.281	8.617				
	Nivel agua								
	Superficie								
	Volumen estanque								
	Volumen agua								

(Continuación de la tabla en la página siguiente)

8.- Características eco-geográficas de los microhábitats acuáticos

Bufcal		Hylmer		Pelper		Plewal		Salsallon		Tripyg	
β	Wald	β	Wald	β	Wald	β	Wald	β	Wald	β	Wald
- 0.091	6.270	- 0.197	12.887			- 0.223	10.800			- 0.132	4.976
		- 0.004	37.107	- 0.0003	3.990						
		- 0.742	7.122								
		+ 0.781	11.842	+ 0.244	4.239	+ 1.648	8.060			+ 2.760	13.324
								+ 0.854	5.299		
		+ 2.082	19.045	+ 1.180	9.694						
				+ 0.613	7.134						
		- 19.525	9.8 E-6								
+ 1.729	23.806	+ 1,938	21.862								
		+ 1.712	12.721			+ 2.567	9.678			+ 3.330	23.932
								+ 1.802	13.659		
				+ 1,722	14.533						
+ 1.009	6.121	+ 0.940	4.280	+ 0.883	11.377						
				+ 0.673	9.753						
				- 1.656	4.643						
+ 1.481	6.657	+ 1.764	8.557			+ 3.770	22.684			+ 2.376	7.706
		+ 1.122	8.317							+ 3.014	6.800
								+ 2.643	10.682		
		+ 0.614	12.153			+ 0.680	8.918			+ 1.196	11.826
				+ 0.493	4.143						
										- 0.862	2.535
				+ 0.069	3.990						
				+ 0.044	7.127						
						+ 0.235	2.653				
+ 0.002	3.901	+ 3.5E-4	4.948								
- 0.001	2.705										

En orden descendente, los factores ambientales más comunes en los modelos fueron los siguientes: tipología, entorno, condiciones del agua, ambiente externo y dimensiones del punto de agua (Tabla 8.2). El factor tipología entró en los modelos de todas las especies con al menos un tipo de natural y un tipo de microhábitat artificial. El factor Entorno, con sólo dos variables, fue relevante para el 90% de las especies (la excepción fue *B. calamita*). Y el factor Dimensiones del punto de agua era relevante para el 50% de las especies (Fig. 8.2).

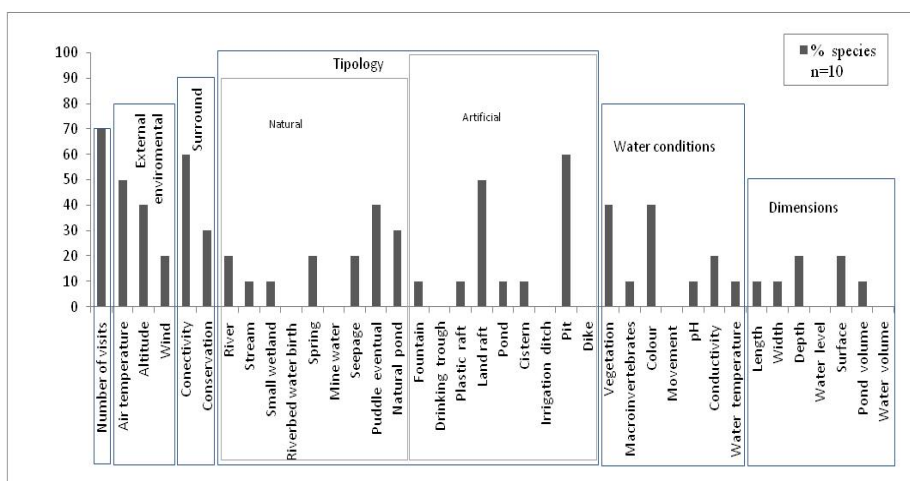


Fig. 8.2 Proporción (%) del número de especies por factor y del número de especies por variable.

Al menos 30 variables de las 38 analizadas entraron en alguno de los modelos (Fig. 8.2). Los modelos de *H. meridionalis* incluyen más variables que los obtenidos para otras especies (36,8% de todas las variables), y los tres modelos de *S. salamandra longirostris* menos que las demás (7,9% de todas las variables).

Las variables ambientales más frecuentes en orden decreciente fueron: conectividad, pozo, balsa de tierra, temperatura del aire, altitud, charco eventual, vegetación acuática, color, conservación y

charca natural (Fig. 8.2). Las 19 restantes, entraron sólo en 10 al 20% de los modelos.

Los valores de altitud iban desde el nivel del mar hasta 3.180 m, aunque no se encontraron especies por encima de 2.510 m. En cuanto a la temperatura del aire, más alta como resultado negativo para 50% de las especies de anfibios (Tabla 2).

El valor medio del viento de los puntos incluidos en la muestra fue 1,98 (Apéndice II), lo que indica viento en calma (Calma: 0-2 Km/h) o leve viento (Ventolina: 2-6-Km/h) (Tabla 6.1). Los lugares sin especies eran ligeramente más ventosos, presentaron una media de valores de viento de 2,17 frente al 1,93 de los otros. Las especies que soportan mejor el viento son *S. Salamandra longirostris* (2,1), *P. perezii* (1,9) y *D. galganoi jeanneae* que supera todas las medias (2,5).

El pH solamente entró en el modelo de *P. perezii* (+), aunque la especie estaba presente en los puntos que cubrían toda la gama de valores de pH registrados en el estudio (5,8 a 9,7) (Fig. 8.3). La media de los valores de pH para todas las especies oscilaron entre 7,5 y 8,1, siendo estos valores los más frecuentes en los puntos muestreados (Fig. 8.3).

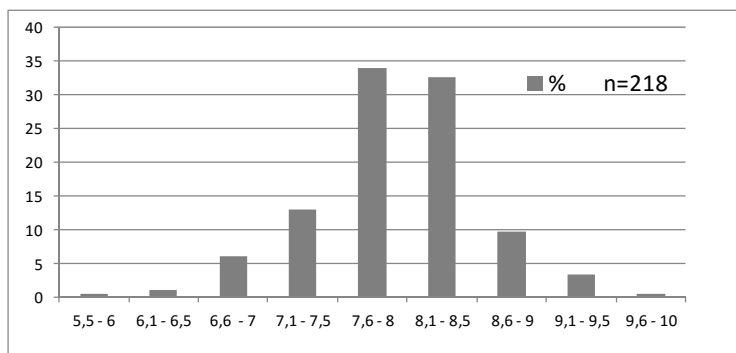


Fig. 8.3 Proporción (%) del número de puntos de cada intervalo de 0,5 en los valores de pH.

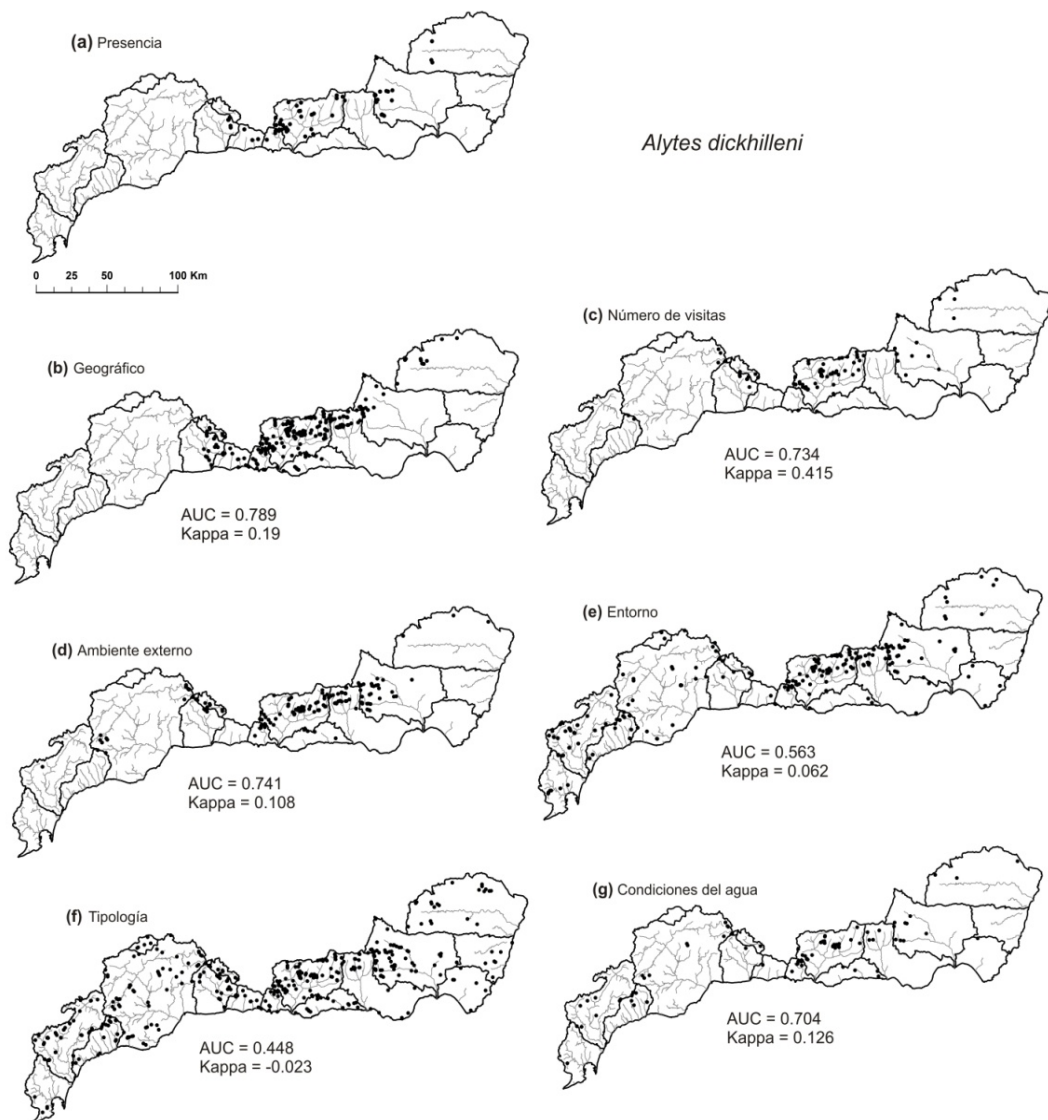


Fig. 8.4 Presencia de *Alytes dickhilleni* en los muestreos de los microhábitats (a). Localización de los microhábitats favorables ($F > 0.5$) para cada uno de los factores de esta especie. Se indican también los valores estadísticos del AUC y Kappa de cada modelo.

8.- Características eco-geográficas de los microhábitats acuáticos

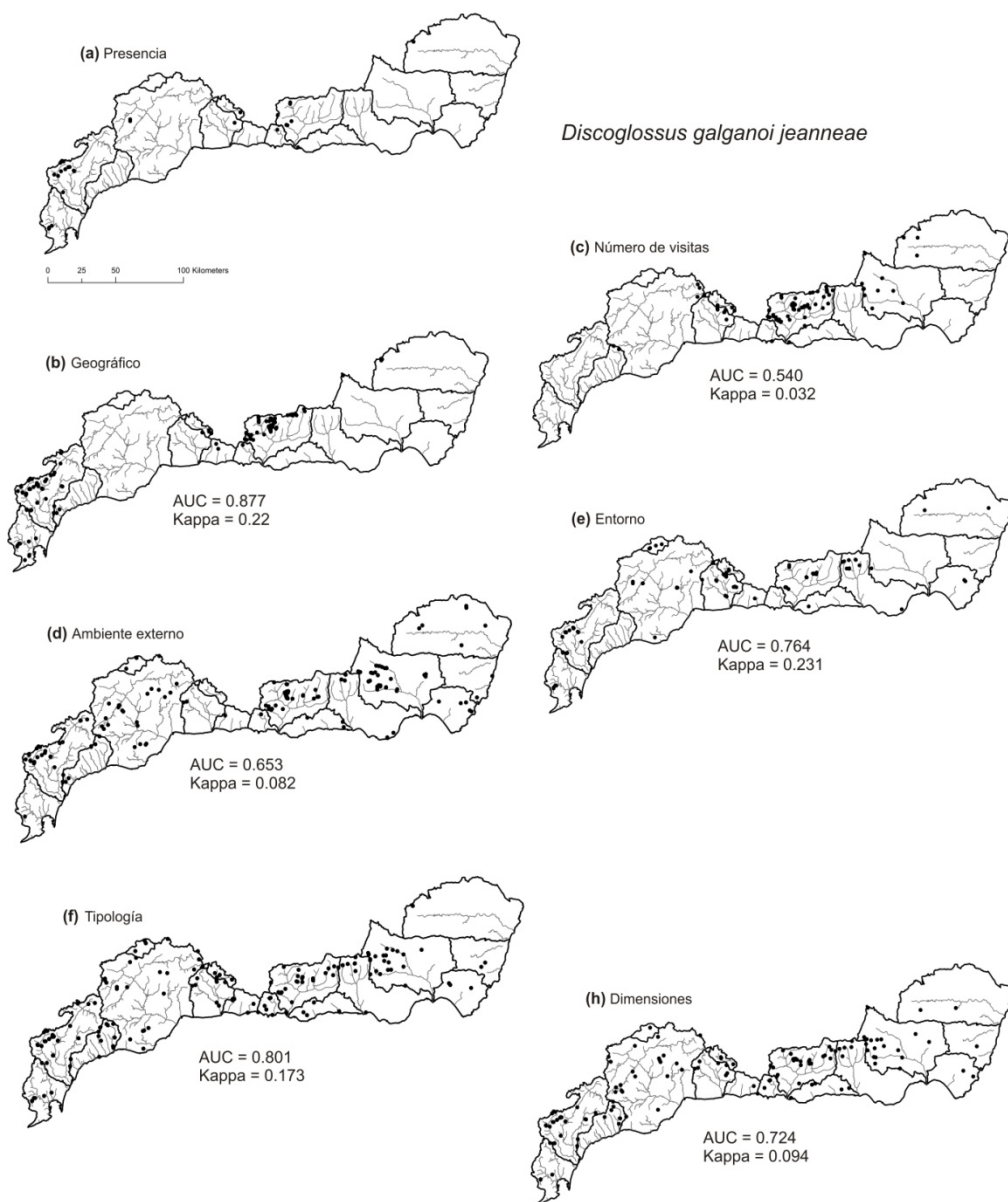


Fig. 8.5 Presencia de *Discoglossus galganoi jeanneae* en los muestreos de los microhábitats (a). Localización de los microhábitats favorables ($F > 0.5$) para cada uno por factores de esta especie. Se indican también los valores estadísticos del AUC y Kappa de cada modelo.

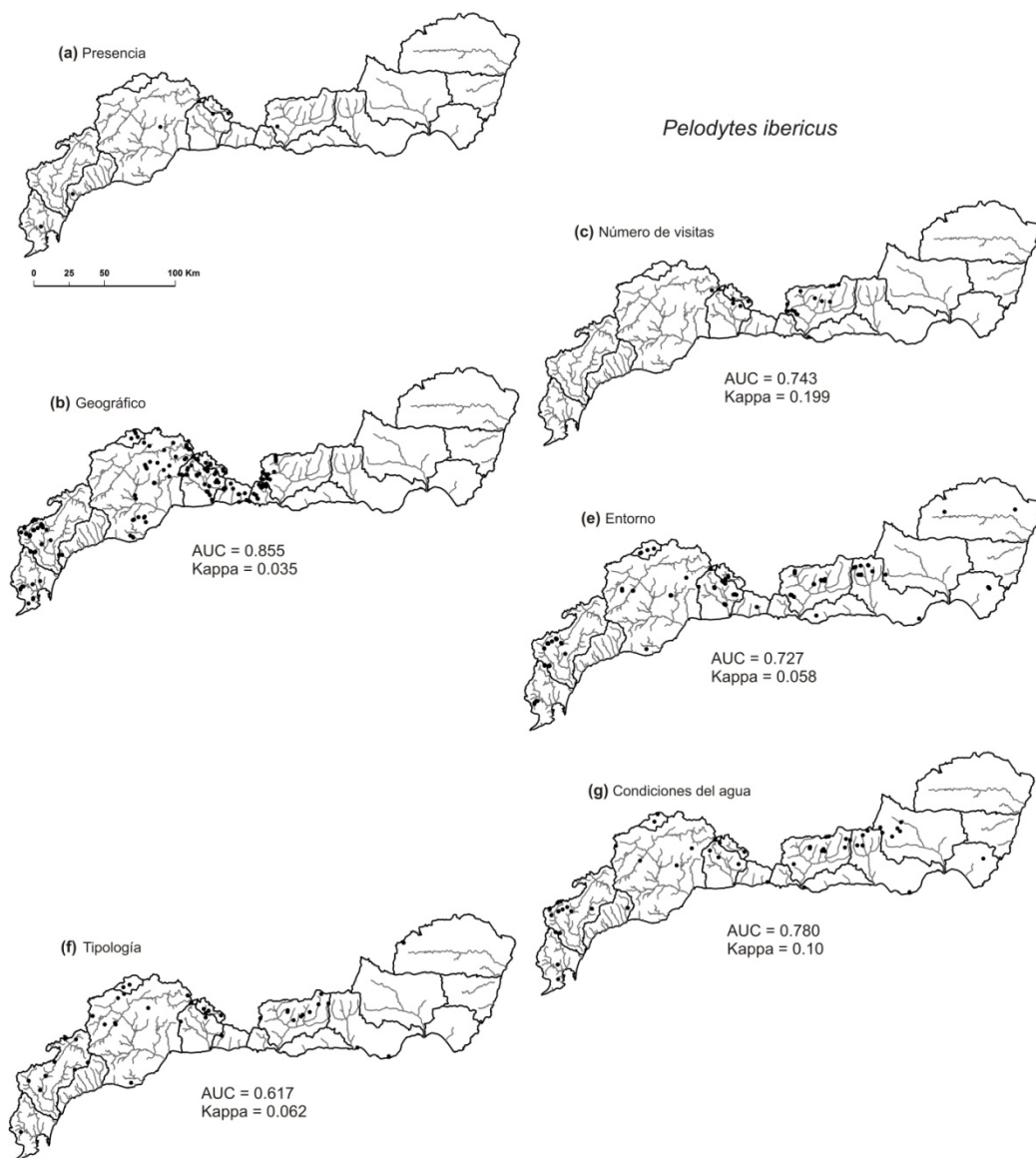


Fig. 8.6 Presencia de *Pelodytes ibericus* en los muestreos de los microhábitats (a). Localización de los microhábitats favorables ($F > 0.5$) para cada uno de los factores de esta especie. Se indican también los valores estadísticos del AUC y Kappa de cada modelo.

8.- Características eco-geográficas de los microhábitats acuáticos

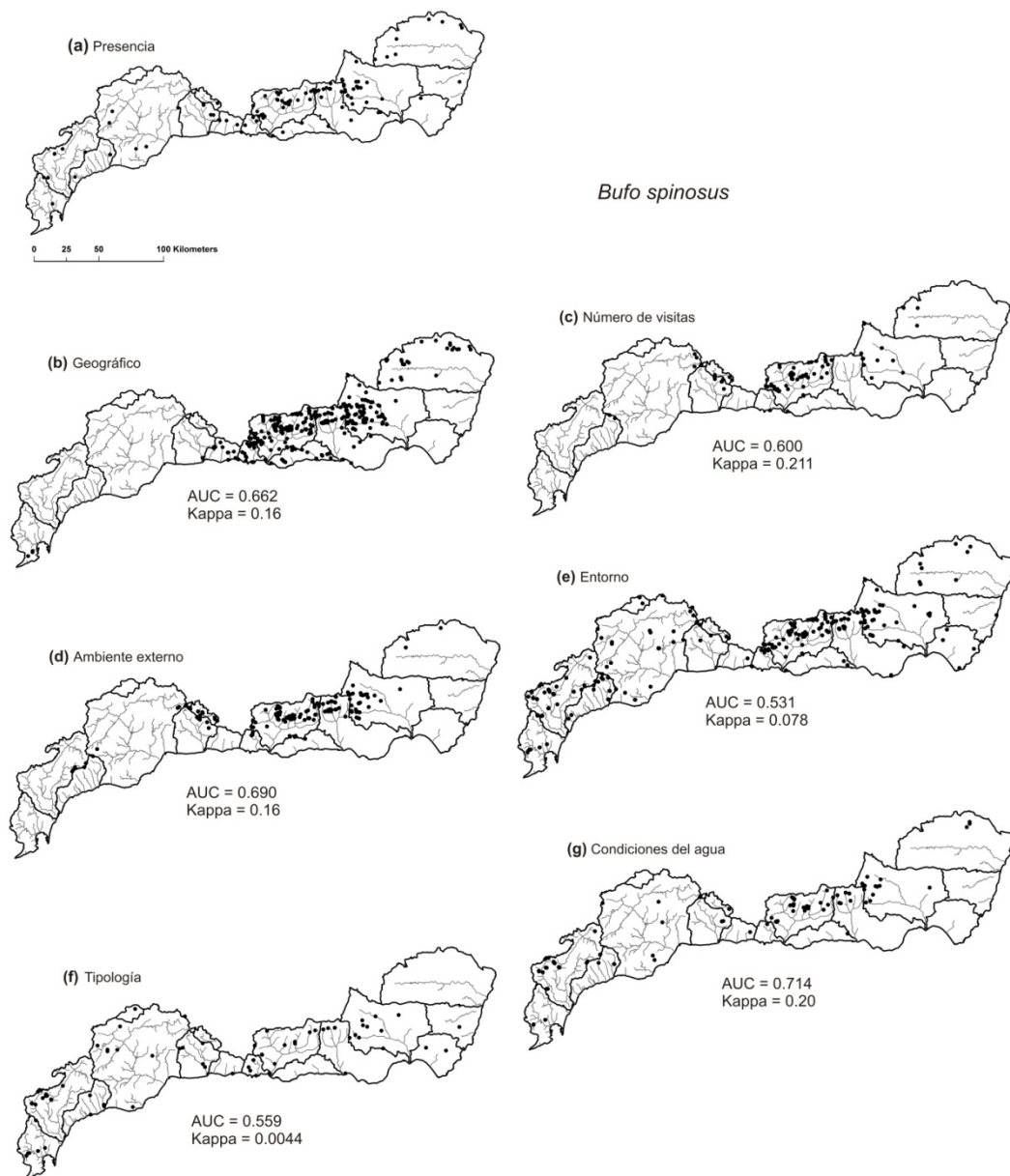


Fig. 8.7 Presencia de *Bufo spinosus* en los muestreos de los microhábitats (a). Localización de los microhábitats favorables ($F > 0.5$) para cada uno de los factores de esta especie. Se indican también los valores estadísticos del AUC y Kappa de cada modelo.

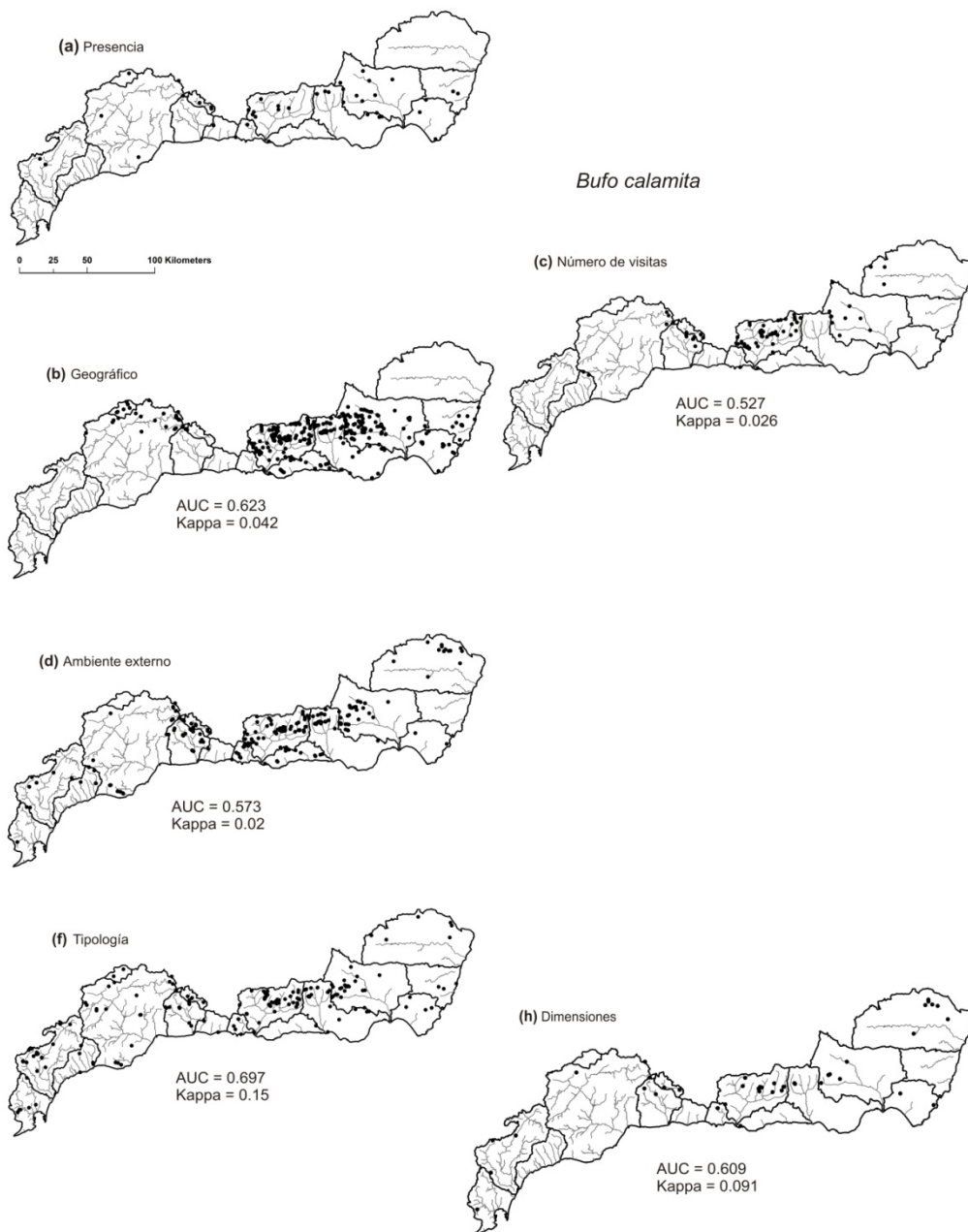


Fig. 8.8 Presencia de *Bufo calamita* en los muestreos de los microhábitats (a). Localización de los microhábitats favorables ($F > 0.5$) para cada uno de los factores de esta especie. Se indican también los valores estadísticos del AUC y Kappa de cada modelo.

8.- Características eco-geográficas de los microhábitats acuáticos

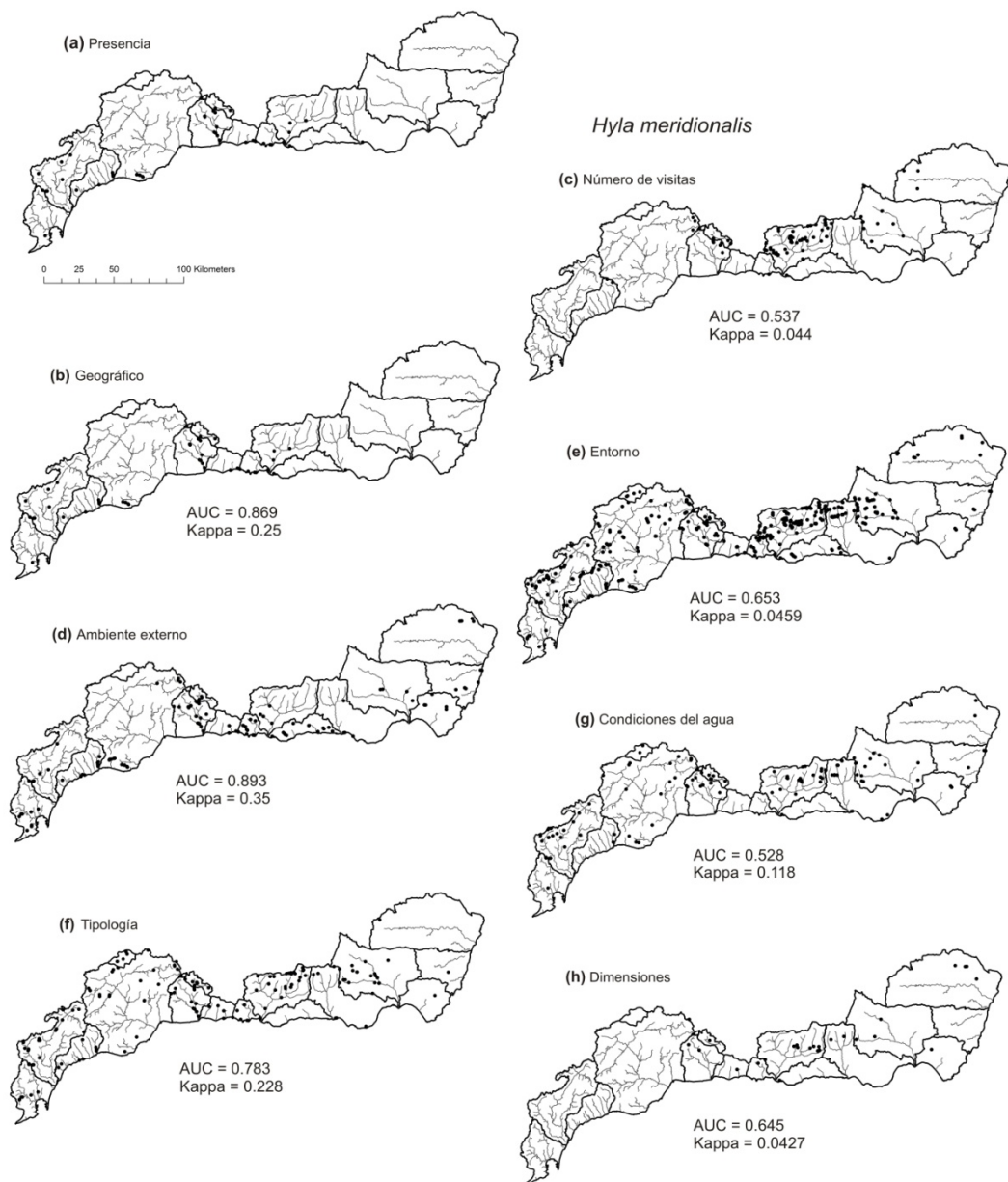


Fig. 8.9 Presencia de *Hyla meridionalis* en los muestreos de los microhábitats (a). Localización de los microhábitats favorables ($F > 0.5$) para cada uno de los factores de esta especie. Se indican también los valores estadísticos del AUC y Kappa de cada modelo.

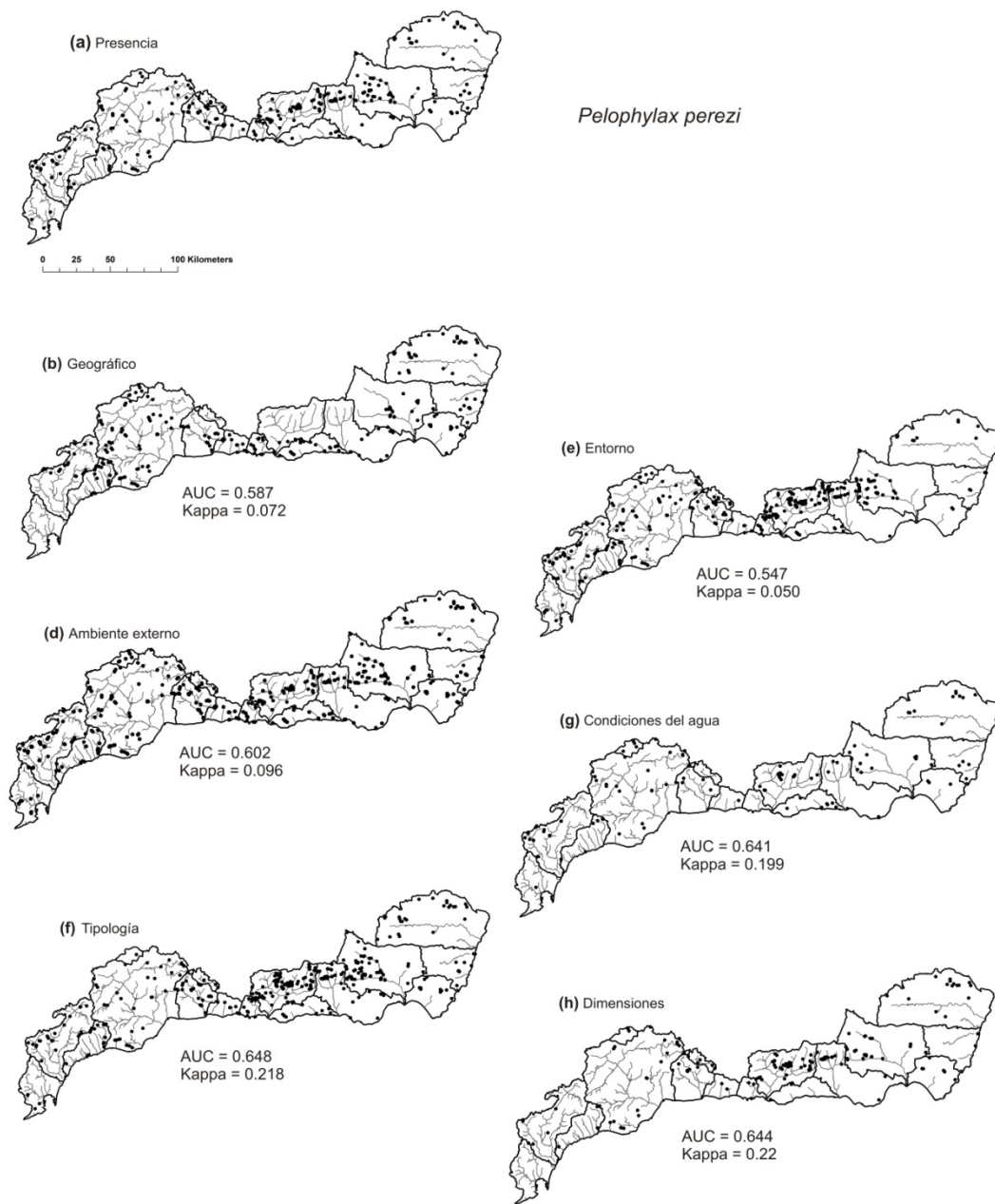


Fig. 8.10 Presencia de *Pelophylax perezii* en los muestreos de los microhábitats (a). Localización de los microhábitats favorables ($F > 0.5$) para cada uno de los factores de esta especie. Se indican también los valores estadísticos del AUC y Kappa de cada modelo.

8.- Características eco-geográficas de los microhábitats acuáticos

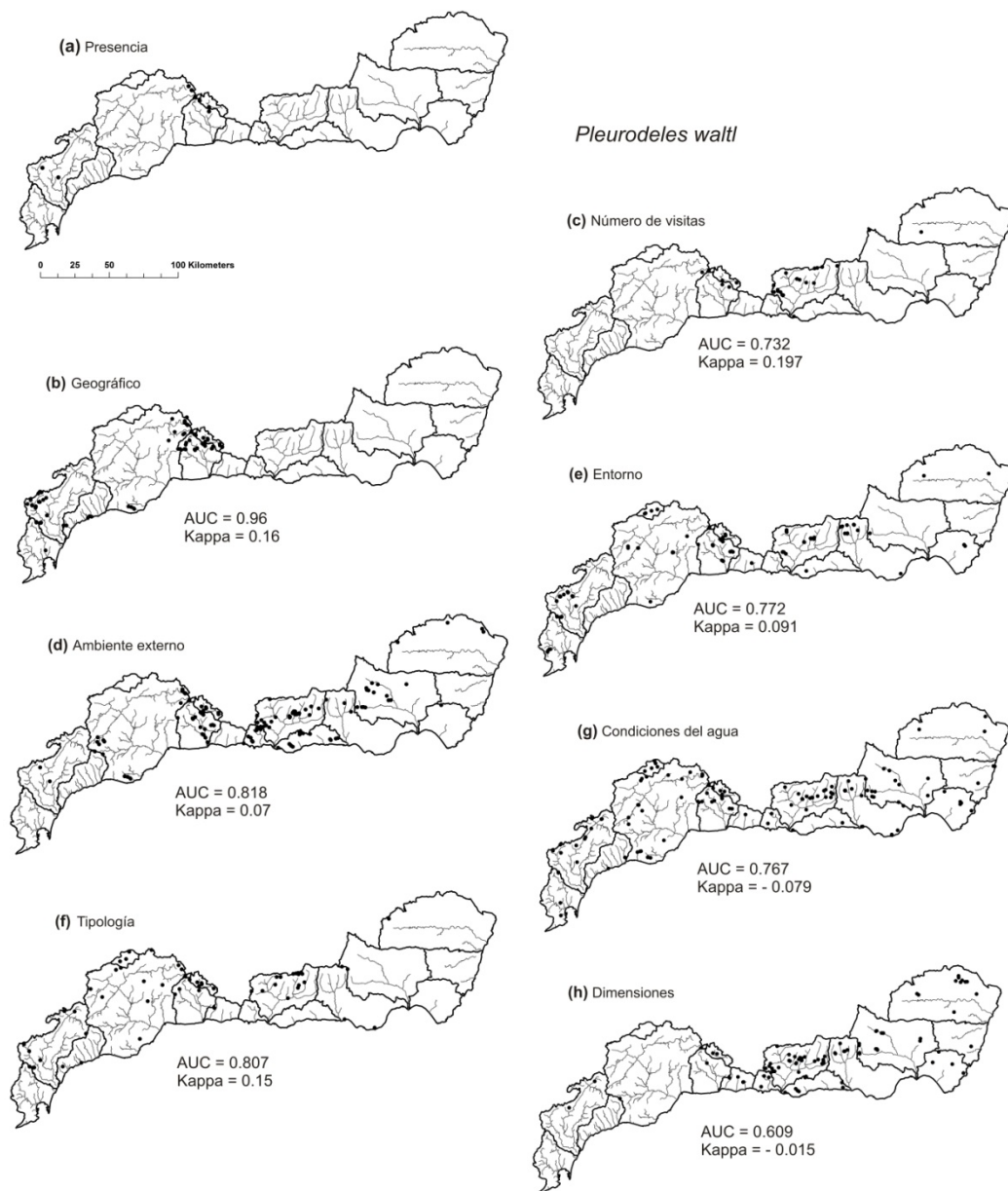


Fig. 8.11 Presencia de *Pleurodeles waltl* en los muestreos de los microhábitats (a). Localización de los microhábitats favorables ($F > 0.5$) para cada uno de los factores de esta especie. Se indican también los valores estadísticos del AUC y Kappa de cada modelo.

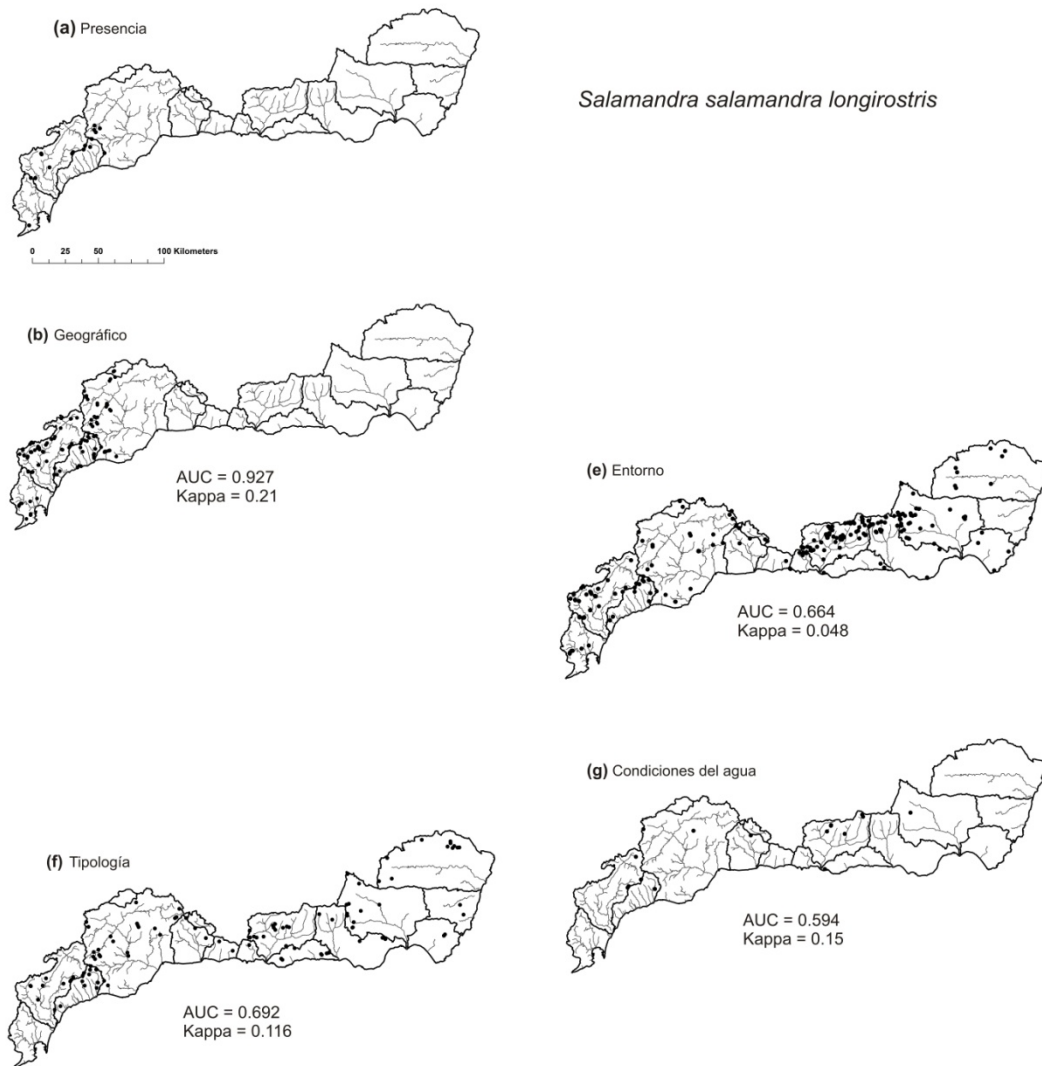


Fig. 8.12 Presencia de *Salamandra salamandra longirostris* en los muestreos de los microhábitats (a). Localización de los microhábitats favorables ($F>0.5$) para cada uno de los factores de esta especie. Se indican también los valores estadísticos del AUC y Kappa de cada modelo.

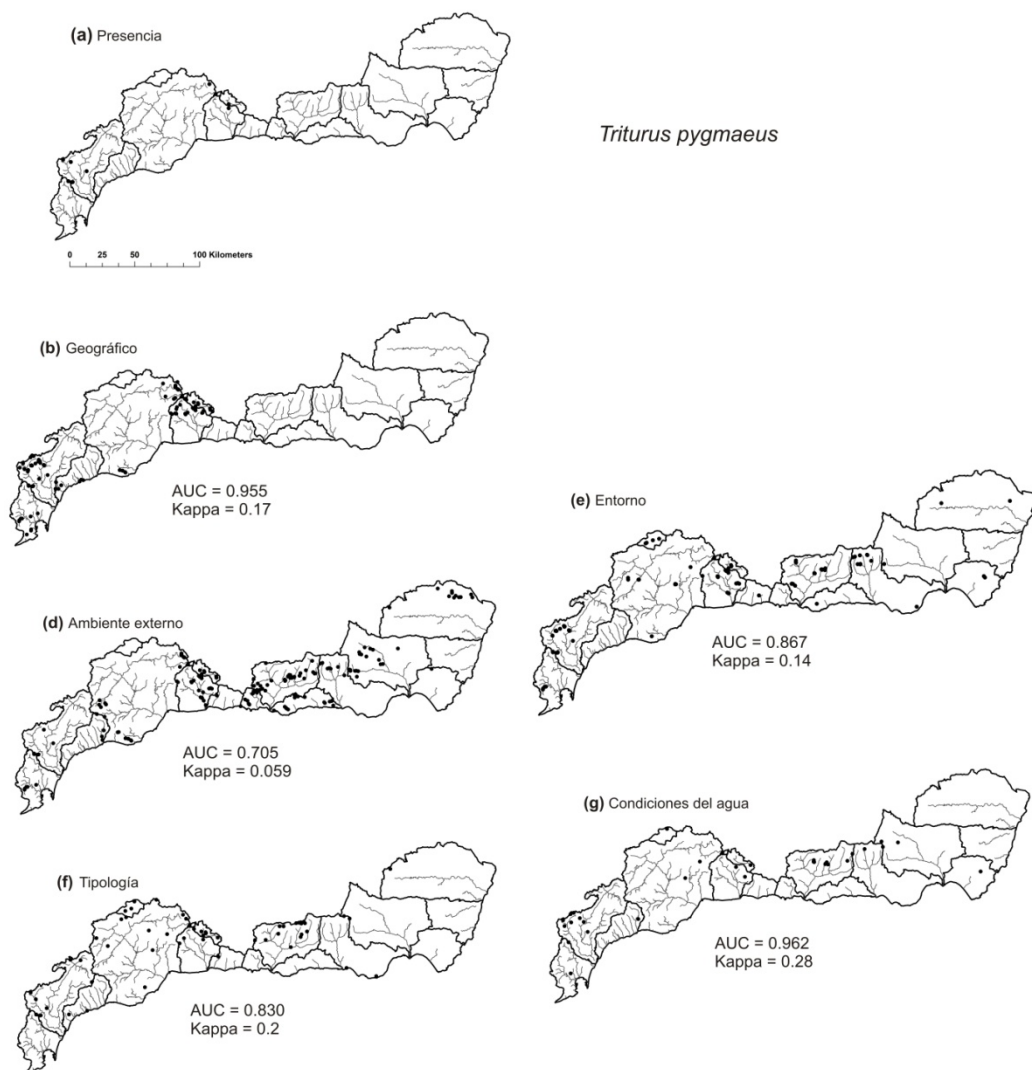


Fig. 8.13 Presencia de *Triturus pygmaeus* en los muestreos de los microhábitats (a). Localización de los microhábitats favorables ($F > 0.5$) para cada uno de los factores de esta especie. Se indican también los valores estadísticos del AUC y Kappa de cada modelo.

9.- Factores ecológicos de los microhábitats acuáticos relevantes para los anfibios, a distintas escalas geográficas

9.1.- Introducción

Los factores que influyen en la localización de las especies son diferentes a distintas escalas geográficas, por tanto las conclusiones que puedan obtenerse a una escala local no puede extrapolarse a una escala mayor (Real 1991; Antúñez y Mendoza 1992; Vaughan y Ormerod 2003).

Acevedo et al. (2012) pusieron de manifiesto que la extensión del territorio utilizado para elaborar modelos de distribución influye en los resultados obtenidos. La razón principal estriba en que estos modelos son eco-geográficos, es decir, combinan de forma inseparable las características ecológicas de los puntos de muestreos con su localización geográfica. Puesto que los resultados obtenidos hasta aquí muestran que ambos tipos de características, las ecológicas y la mera localización espacial, son relevantes para la mayoría de las especies, se precisa utilizar algún procedimiento que permita definirlos. Acevedo et al. (2012) propusieron elaborar primero un modelo exclusivamente geográfico para seleccionar el área geográficamente favorable para la especie, que puede ser considerada como el área de distribución de la especie dentro del territorio analizado, y analizar los factores ecológicos solamente en esta porción del territorio. De esta forma, queda garantizado que todas los puntos analizados están geográficamente al alcance de las especies y que, por tanto, el modelo así obtenido puede ser considerado ecológico.

Los anfibios son especies con movilidad reducida (Duellman y Trueb 1986), que además están limitados por la orografía del territorio, y la ecología de los hábitats acuáticos. Pero estos condicionantes varían dentro del área de distribución de una especie, así, su favorabilidad geográfica es

diferente, como se ha visto en el capítulo anterior. Por eso la selección que cada especie hace del tipo de microhábitat acuático y de sus características estarán influidas por ellos.

9.2.- Material y métodos

Para elaborar este capítulo se ha seguido la metodología general descrita en los capítulos 5 y 6. A partir del modelo de favorabilidad geográfica descrito en el apartado 6.2, se desarrollaron determinados aspectos que se relatan a continuación.

En el capítulo 8, se utilizó la función de favorabilidad para modelar la influencia de cada factor sobre la presencia de las especies en todos los puntos muestreados, y en este apartado se ha utilizado la misma función para sectores dentro del área de distribución.

Una vez calculada la probabilidad y posteriormente la favorabilidad del factor localización, es decir, la Favorabilidad geográfica para cada especie, se analizan el resto de los factores a distintos niveles de favorabilidad. Las variables que afectan a cada especie tienen más significado si son seleccionadas en los lugares favorables geográficamente (Acevedo et al. 2012). Por eso, a cada factor se le volvió a aplicar una regresión logística por pasos hacia adelante condicional, sólo en los registros con favorabilidad geográfica $> 0,2$. Lo mismo se hizo con los registros con $F > 0,5$ y por último con los de $F > 0,8$. Así se obtuvieron tres modelos por factor ambiental para cada especie.

9.3.- Resultados

Todas las especies presentaron modelos de favorabilidad geográfica, sin embargo hay cuatro especies (*A. dickhilleni*, *B. spinosus*, *B. calamita* y *P. perezii*) que no presentaron modelos en las zonas de mayor favorabilidad geográfica ($F > 0,8$): una especialista (*A. dickhilleni*), y tres generalistas con amplia distribución dentro y fuera del área de estudio (Fig. 9.1).

Se han obtenido en total 26 modelos de favorabilidad ambiental (Tabla 9.1). Según las zonas de favorabilidad geográfica, las variables que entran en los modelos son distintas entre las especies (Tabla 9.1). Las características seleccionadas por especie en los microhábitats situados en zonas con favorabilidad geográfica $>0,2$, son diferentes a las de los situados en el área favorable para la especie ($F >0,5$).

Sin embargo algunas variables se mantienen en las tres o en las dos zonas de favorabilidad geográfica de una especie concreta, y así todas las especies mantienen al menos una variable común en todos sus modelos. De esta manera 15 de las 38 variables son independientes de la zona puesto que entran en todos los modelos de al menos una especie. Como ejemplo tenemos la vegetación acuática en *P. ibericus* y en *B. spinosus*; superficie en *B. calamita*; macroinvertebrados en *S. s. longirostris*; pozo en *P. waltl*; balsa de tierra en *A. dickhilleni*, *B. spinosus*, *B. calamita* y *P. perez*i, etc (Tabla 9.1).

En el total de modelos de todos los factores entraron un número de variables que osciló entre 4 y 7 para todas las especies, salvo en *H. meridionalis* que seleccionó 13 variables. La más frecuente en los modelos fue balsa de tierra que entró en el 60% de las especies, seguida de conectividad (50%).

El charco eventual (40%) entró en los modelos de especies menos acuáticas, a excepción de *H. meridionalis*, y la charca natural (40%) entró en modelos de especies semi-acuáticas como los urodelos *T. pygmaeus* y *P. waltl*. Otra variable a destacar es la vegetación acuática (40%) que fue significativa para especies que depositan sus puestas en ella.

9.- Modelos ambientales a distintas escalas geográficas

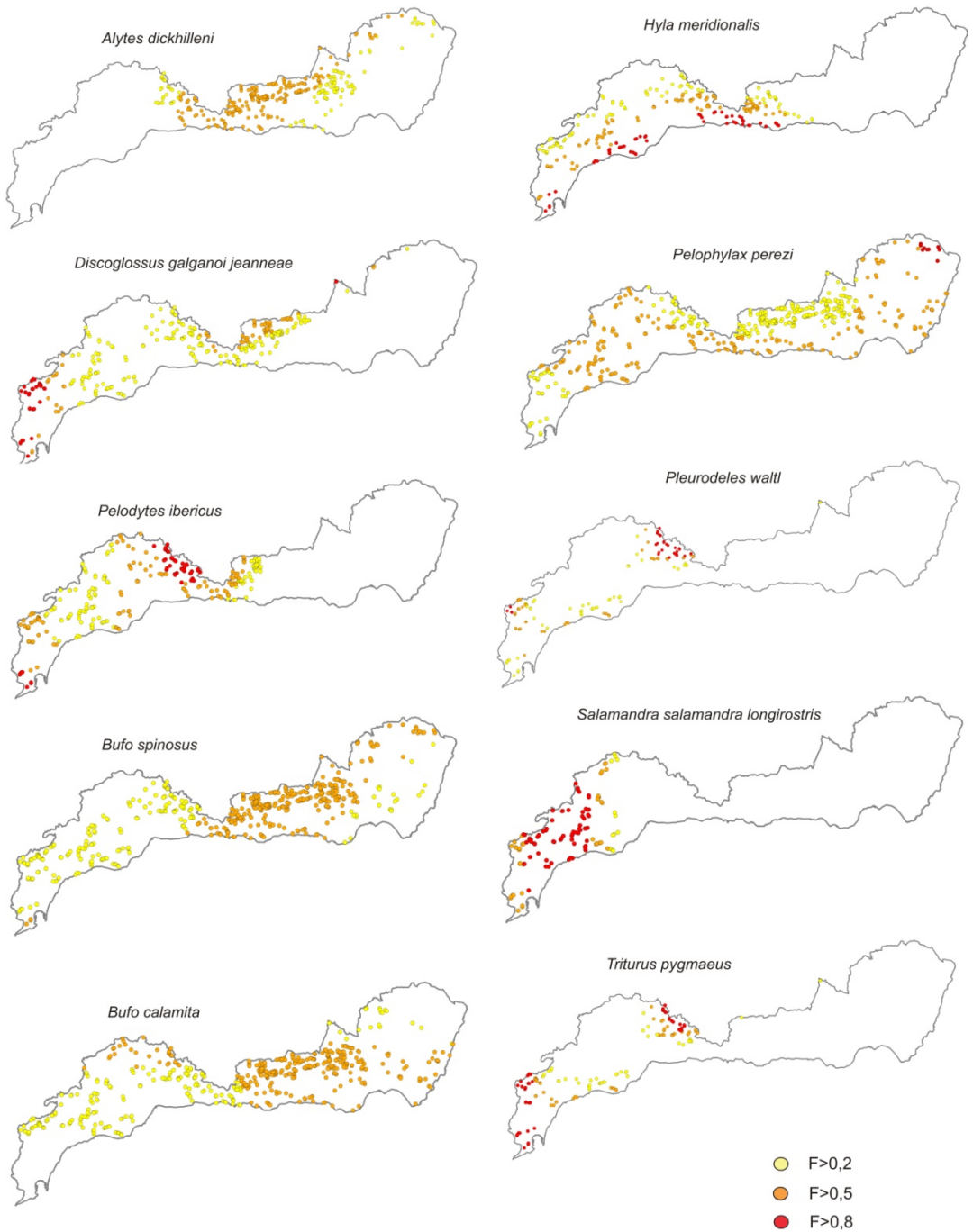


Fig. 9.1 Modelos geográficos de cada especie, con los microhábitats clasificados según su grado de favorabilidad geográfica ($F > 0,2$, $F > 0,5$ y $F > 0,8$).

Tabla 9.1 Variables incluidas en cada modelo de favorabilidad ambiental a distintos niveles de favorabilidad geográfica: en lugares con $F > 0.2$, en los de $F > 0.5$ y en los de $F > 0.8$. +/- : signo del coeficiente (β) correspondiente a cada variable en la función de favorabilidad. Los nombres de las especies aparecen abreviados (ver Tabla 8.1).

Factores	Variables N=38	Factores																											
		Alydic F>0.2	Alydic F>0.5	Disgaljea F>0.2	Disgaljea F>0.5	Disgaljea F>0.8	Pelibe F>0.2	Pelibe F>0.5	Pelibe F>0.8	Buifspi F>0.2	Buifspi F>0.5	Buifcal F>0.2	Buifcal F>0.5	Hylmer F>0.2	Hylmer F>0.5	Hylmer F>0.8	Pelper F>0.2	Pelper F>0.5	Plewal F>0.2	Plewal F>0.5	Plewal F>0.8	Salsallon F>0.2	Salsallon F>0.5	Salsallon F>0.8	Tripyg F> 0.2	Tripyg F> 0.5	Tripyg F> 0.8		
Ambiente externo	Temperatura aire																												
	Altitud								+	+				-	-	-				+	+								
	Viento			+		+																							
Entorno	Conectividad			+	+					+			+	+	+	+										+	+		
	Conservación	+								+													+	+					
Tipología	Río												+	+		+													
	Arroyo																+												
	Humedal						+	+	+						+														
	Nacimiento a cauce																												
	Manantial		+	+						+	+						-												+
	Mina de agua																												
	Rezume			+	+	+																							
	Charco eventual	-		+	+	+		+				+	+	+	+														
	Charca natural													+	+					+	+	+					+	+	+
	Fuente																						+	+					
	Pilón/abrevadero		+																										
	Balsa de plástico		-		+																								
	Balsa de tierra		-	-							+	+	+	+	+	+	+	+						+					
	Alberca/estanque																												
	Aljibe												+																
Acequia																													
Pozo												+										+	+	+					
Dique																													
Condiciones del agua	Vegetación						+	+	+	+	+			+	+											+	+		
	Macroinvertebrados	+																					+	+	+			+	
	Color																										+	+	
	Movimiento																												
	pH									+							+		+								+		
	Conductividad																												
	Temperatura agua																												
Dimensiones	Longitud																												
	Anchura		-												+	+		+											
	Profundidad			-	-		+																						
	Nivel del agua																												
	Superficie																												
	Volumen estanque															+	+												
	Volumen de agua																												
Número de visitas		+	+	+	+		+	+	+	+	+			+															

La proporción de variables que entraron en los modelos del área de distribución ($F>0,2$) fue mayor que la de las zonas más favorables ($F>0,8$). Las seis especies que mostraron modelos en todas las zonas de favorabilidad geográfica seleccionaron más variables en áreas de distribución amplias (Fig. 9.2).

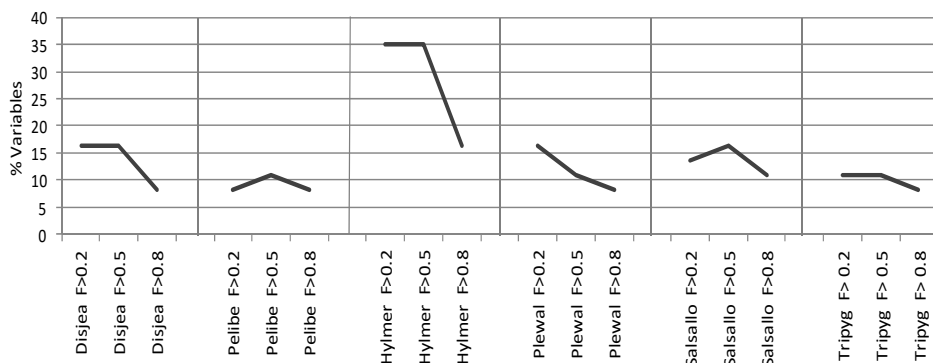


Fig. 9.2 Proporción de variables según los modelos ambientales desarrollados a distintos niveles de favorabilidad geográfica

Todos los factores desarrollaron modelos en los tres niveles de favorabilidad geográfica, salvo el factor dimensiones que está ausente en el nivel $F>0,8$. El número de especies afectadas en cada factor van disminuyendo conforme aumenta la favorabilidad geográfica (Fig. 9.3), salvo en tipología que afecta a todas las especies tanto en el nivel $F>0,2$ como en el $F>0,5$.

Los puntos de agua naturales son más favorables que los artificiales en los tres ámbitos geográficos comparados (Fig. 9.4). Todas las especies presentan tipos de hábitats reproductivos naturales y artificiales con cierta tendencia a los naturales, salvo *B. calamita* y *P. perezi* que seleccionaron más tipos artificiales que naturales.

Cuanto más favorable es el hábitat, menos significativo es el esfuerzo de muestreo (Fig. 9.5). Solo *P. ibericus* mantiene esta variable en los puntos con $F>0,8$ (Tabla 9.1).

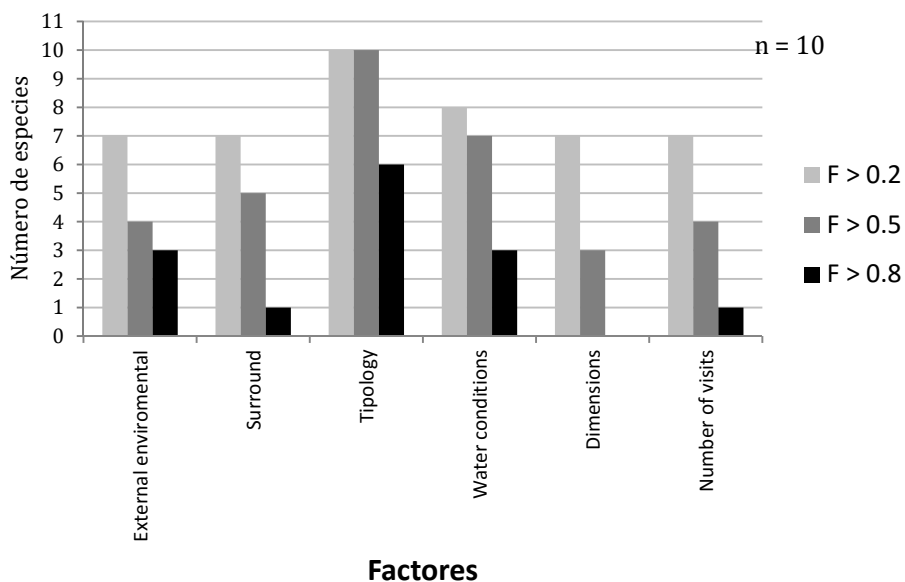


Fig. 9.3 Número de especies que presentan modelos por factores a distintos niveles de favorabilidad geográfica.

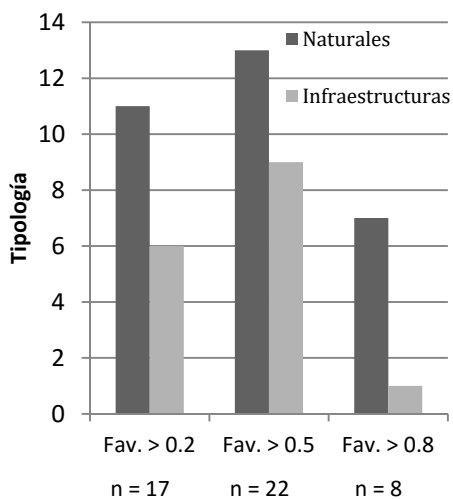


Fig. 9.4 Número de tipos de microhábitats naturales y artificiales según las zonas de favorabilidad geográfica.

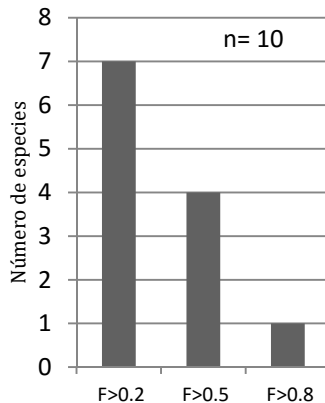


Fig. 9.5 Importancia del número de visitas según las zonas de favorabilidad geográfica

10.- Selección de los hábitats acuáticos en el núcleo y en la periferia de la distribución de cada especie

10.1.- Introducción

Los términos núcleo y periferia se han usado para diferenciar zonas de mayor y menor densidad de poblaciones dentro del área de distribución de una especie, en grupos de vertebrados (Gaston 2009; Kyle y Strobeck 2002) y sobre todo en plantas (Safriel et al. 1994; Jones et al. 2001). En anfibios el término núcleo se ha referido a las charcas o humedales donde se reproducen y la periferia a los alrededores de la misma (Díaz-Paniagua 1990; Semlitsch y Jesen 2001; Beja y Alcázar 2003). Este enfoque es lógico en las zonas húmedas del hemisferio norte, donde los humedales concentran gran densidad de ejemplares en la época reproductiva, y sus alrededores sirven de refugio el resto del año. Sin embargo en climas mediterráneos donde existe una atomización de los puntos de agua, el núcleo debe referirse al grupo de microhábitats favorables para la reproducción.

En el capítulo 9 se estudiaron las variaciones en la selección de hábitats acuáticos dentro del área de distribución de una especie. Este mismo enfoque puede ser utilizado para delimitar, no ya el área de distribución sino el núcleo y la periferia del área. Zonificando el área de distribución de una especie en función de la favorabilidad geográfica (Estrada et al. 2008), se distinguen las áreas núcleo, donde se sitúan los microhábitats más favorables ($F > 0.8$) y la periferia donde se sitúan los menos ($F > 0.2$ y $F < 0.5$).

10.2.- Resultados

10.2.1. Estructura espacial

El rango de valores de favorabilidad geográfica fue diferente entre las diez especies que desarrollaron modelos ambientales, dando lugar a tres grupos. El primero tuvo un amplio gradiente de valores entre 0 y 1 (*D. g.*

jeanneae, *P. ibericus*, *H. meridionalis* y *P. waltl*) (Tabla 10.1), presentando modelos en la periferia ($F > 0,2$ y $F < 0,5$) y en el núcleo ($F > 0,8$) (Fig. 10.1).

El segundo grupo de especies no presentó modelo en la zona de alta favorabilidad geográfica ($F > 0,8$) (Tabla 10.2), porque sus valores de favorabilidad no superaron 0,8 (*A. dickhilleni* y *B. spinosus*), o porque los puntos que lo hicieron eran muy escasos (*B. calamita* y *P. perezii*). En ambos casos se representó el área núcleo con los hábitats acuáticos favorables ($F > 0,5$) y la periferia con los valores entre $F > 0,2$ y $F < 0,5$, igual que en el grupo anterior (Fig. 10.2).

Y el tercer grupo está formado por dos urodelos (*S. salamandra longirostris* y *T. pymaeus*) que no tuvieron presencias en los lugares de favorabilidad geográfica baja ($F > 0,2$ y $F < 0,5$) (Tabla 10.3). En este caso se representó la zona periférica con los valores entre $F > 0,2$ y $F < 0,8$, y la núcleo con valores $> 0,8$, como en el primer grupo (Fig. 10.3).

10.2.2. Variables del núcleo y de la periferia

Las variables que intervinieron en los modelos de zonas periféricas y núcleos del primer grupo de especies, eran diferentes (Tabla 10.1), y su número era menor en la periferia (Fig. 9.1). El factor dimensiones del hábitat no presentó modelos en ninguna especie del primero y tercer grupo.

Las variables que intervinieron en los modelos de una u otra área en el segundo grupo de especies son también diferentes (Tabla 10.2), igual que en el caso anterior, y su número varía entre especies (Fig. 10.2).

En el tercer grupo, las dos especies tienen distinto comportamiento. El número de variables que intervienen en los modelos de la periferia en *T. pymaeus* es mayor que en el núcleo y las variables son diferentes salvo la charca natural (Tabla 10.3). *S. salamandra longirostris* no presentó modelos ambientales en la periferia (Fig. 10.3). La presencia de macroinvertebrados en los hábitats acuáticos es una característica común en la zona núcleo de ambas especies.

Tabla 10.1 Variables incluidas en cada modelo de favorabilidad ambiental según dos niveles de favorabilidad geográfica: periferia ($F > 0,2$ y $F < 0,5$) y núcleo ($F > 0,8$). +/- : signo del coeficiente (β) correspondiente a cada variable en la función de favorabilidad. Los nombres de las especies aparecen abreviados (ver Tabla 8.1).

Factores	Variables N=38	Disgaljea periferia	Disgaljea núcleo	Pelibe periferia	Pelibe núcleo	Hylmer periferia	Hylmer núcleo	Plewal periferia	Plewal núcleo
Ambiente externo	Temperatura aire								
	Altitud						-		+
	Viento		+				-		
Entorno	Conectividad						+		
	Conservación	+				+			
Tipología	Río								
	Arroyo				+				
	Humedal				+				
	Nacimiento a cauce			+					
	Manantial	+					-		
	Mina de agua								
	Rezume		+						
	Charco eventual		+						
	Charca natural					+			+
	Fuente								
	Pilón/abrevadero						-		
	Balsa de plástico								
	Balsa de tierra							+	
	Alberca/estanque						-		
	Aljibe								
	Acequia								
	Pozo								+
Dique									
Condiciones del agua	Vegetación				+				
	Macroinvertebrados								
	Color					+			
	Movimiento								
	pH								
	Conductividad								
	Temperatura agua								
Dimensiones	Longitud								
	Anchura								
	Profundidad								
	Nivel del agua								
	Superficie								
	Volumen estanque								
	Volumen de agua								

Tabla 10.2 Variables incluidas en cada modelo de favorabilidad ambiental según dos niveles de favorabilidad geográfica: periferia ($F > 0,2$ y $F < 0,5$) y núcleo ($F > 0,5$). +/- : signo del coeficiente (β) correspondiente a cada variable en la función de favorabilidad. Los nombres de las especies aparecen abreviados (ver Tabla 8.1).

Factores	Variables N=38	Alydic periferia	Alydic núcleo	Bufspi periferia	Bufspi núcleo	Bufcal periferia	Bufcal núcleo	Pelper periferia	Pelper núcleo
Ambiente externo	Temperatura aire					-			
	Altitud	+			+				
	Viento	-							
Entorno	Conectividad				+			+	
	Conservación	+						-	
Tipología	Río							+	
	Arroyo								
	Humedal								
	Nacimiento a cauce								
	Manantial		+		+				
	Mina de agua								
	Rezume								
	Charco eventual						+		
	Charca natural								
	Fuente						-		
	Pilón/abrevadero		+						
	Balsa de plástico							+	
	Balsa de tierra		-		+		+		+
	Alberca/estanque								
	Aljibe						+	-	
	Acequia								
	Pozo						+		
Dique	+								
Condiciones del agua	Vegetación				+				
	Macroinvertebrados								+
	Color								
	Movimiento	+							
	pH								
	Conductividad								
	Temperatura agua	-							
Dimensiones	Longitud								
	Anchura	-						+	
	Profundidad								
	Nivel del agua								
	Superficie						+		
	Volumen estanque						-	-	
Volumen de agua							+		

Tabla 10.3 Variables incluidas en cada modelo de favorabilidad ambiental según dos niveles de favorabilidad geográfica: periferia ($F > 0,2$ y $F < 0,8$) y núcleo ($F > 0,8$). +/- : signo del coeficiente (β) correspondiente a cada variable en la función de favorabilidad. Los nombres de las especies aparecen abreviados (ver Tabla 8.1).

Factores	Variables N=38	Salsallon periferia	Salsallon núcleo	Tripyg periferia	Tripyg núcleo
Ambiente externo	Temperatura aire			-	
	Altitud				
	Viento				
Entorno	Conectividad			+	
	Conservación				
Tipología	Río				
	Arroyo				
	Humedal				
	Nacimiento a cauce				
	Manantial				+
	Mina de agua				
	Rezume				
	Charco eventual		-		
	Charca natural			+	+
	Fuente				
	Pilón/abrevadero				
	Balsa de plástico				
	Balsa de tierra			+	
	Alberca/estanque				
	Aljibe				
Acequia					
Pozo			+		
Dique					
Condiciones del agua	Vegetación				
	Macroinvertebrados		+		+
	Color			+	
	Movimiento				
	pH		+		
	Conductividad		-		
Temperatura agua					
Dimensiones	Longitud				
	Anchura				
	Profundidad				
	Nivel del agua				
	Superficie				
	Volumen estanque				
	Volumen de agua				

En los modelos de los núcleos se seleccionaron el 53% de las variables totales, y entre ellas las más frecuentes fueron: altitud, manantial, charco eventual, balsa de tierra y macroinvertebrados. Sin embargo en la periferia se seleccionaron el 55% de las variables y solo destaca por su frecuencia la conservación, siendo esta variable inexistente en los modelos de los núcleos.

10.2.3. Comparación entre zonas geográficas

La representación geográfica de los núcleos y periferias de todas las especies nos aporta información sobre el estado de conservación o aislamiento de cada una de ellas y de su relación con las demás. *D. galganoi jeanneae* presenta un núcleo muy reducido y una periferia amplia (Fig. 10.1). *P. ibericus*, *P. waltl* y *T. pygmaeus* tienen dos núcleos y dos periferias (Fig. 10.1 y 10.3).

Las dos especies del género *Bufo* coinciden en partes del núcleo y partes de la periferia, pero presentan curiosamente zonas contrarias o casi complementarias en ambas zonas (Fig. 10.2).

A pesar de lo poblada y transformada que está la línea de costa, *H. meridionalis* presenta una distribución costera que claramente se diferencia de las demás especies. La Rana común también está en las costas y además su núcleo se distribuye por las zonas agrícolas y urbanizadas (Fig.10.2).

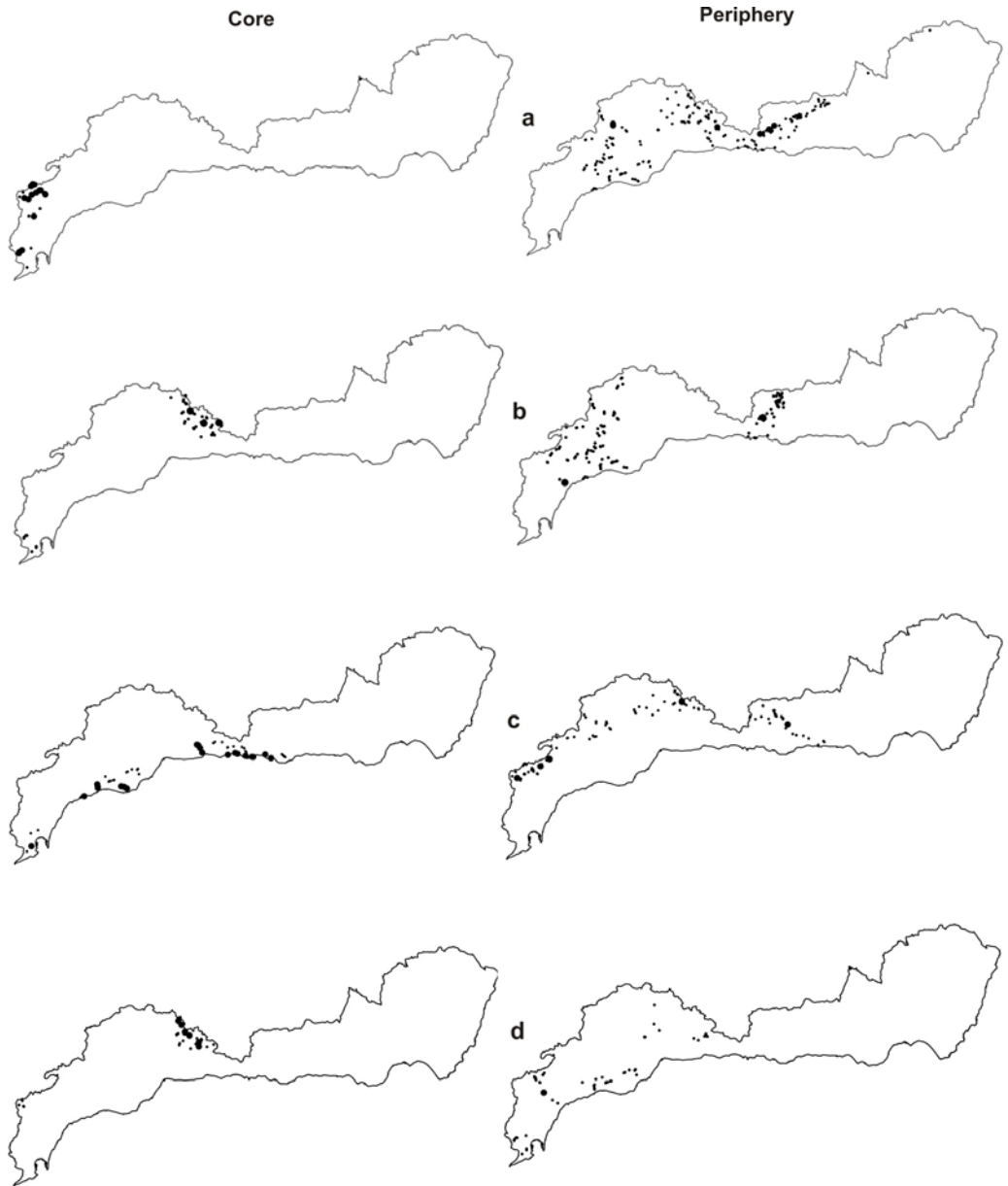


Fig. 10.1 Localización de los microhábitats acuáticos de la zona núcleo ($F>0.8$), y de la periferia ($F>0.2$ y <0.5), con la presencia de cada especie (puntos negros grandes), **a:** *D. galganoi jeanneae*, **b:** *P. ibericus*, **c:** *H. meridionalis*, **d:** *P. waltl*.

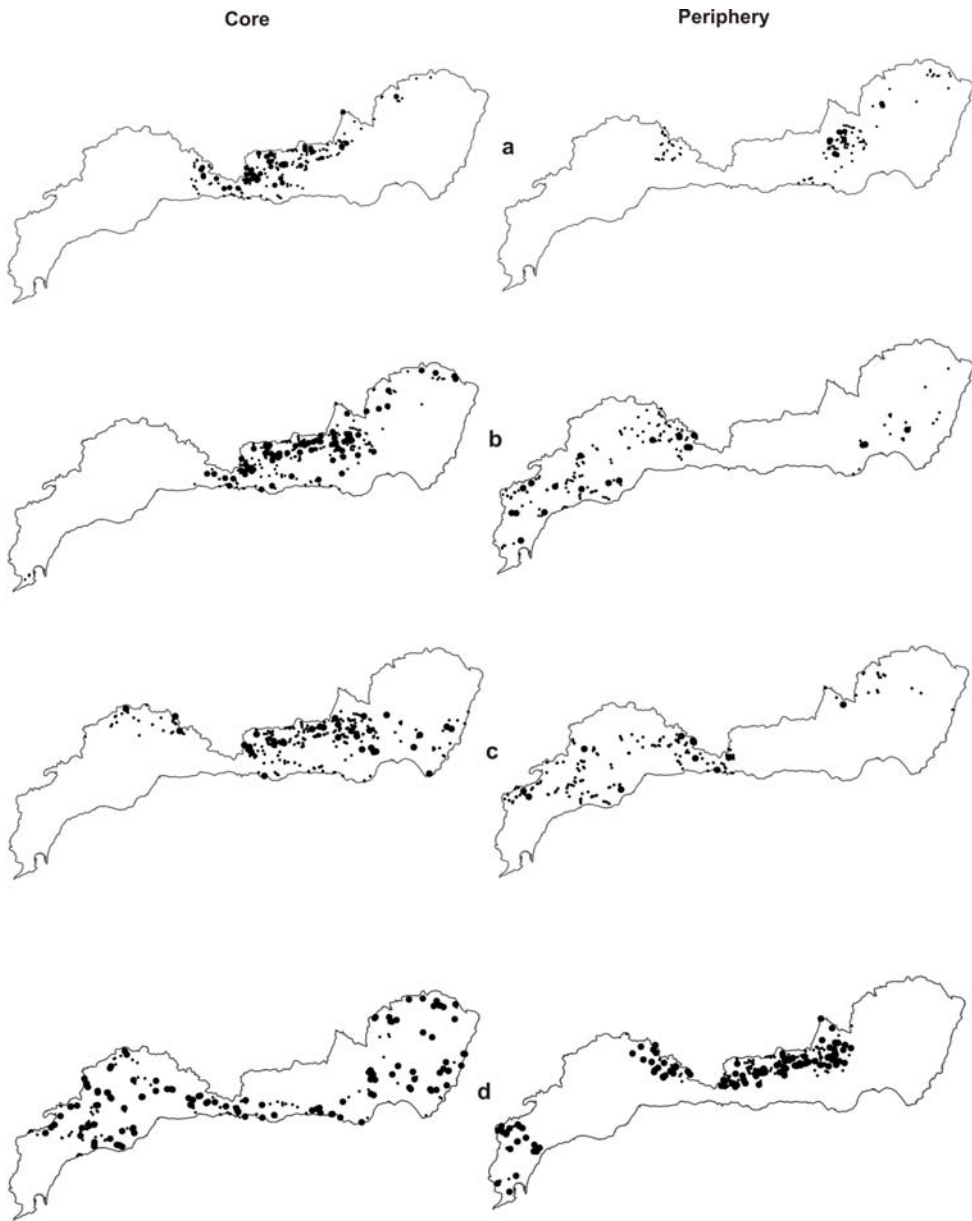


Fig. 10.2 Localización de los microhábitats acuáticos de la zona núcleo ($F>0.5$), y de la periferia ($F>0.2$ y <0.5), con la presencia de cada especie (puntos negros grandes), **a:** *A. dickhilleni*, **b:** *B. spinosus*, **c:** *B. calamita*, **d:** *P. perezi*.

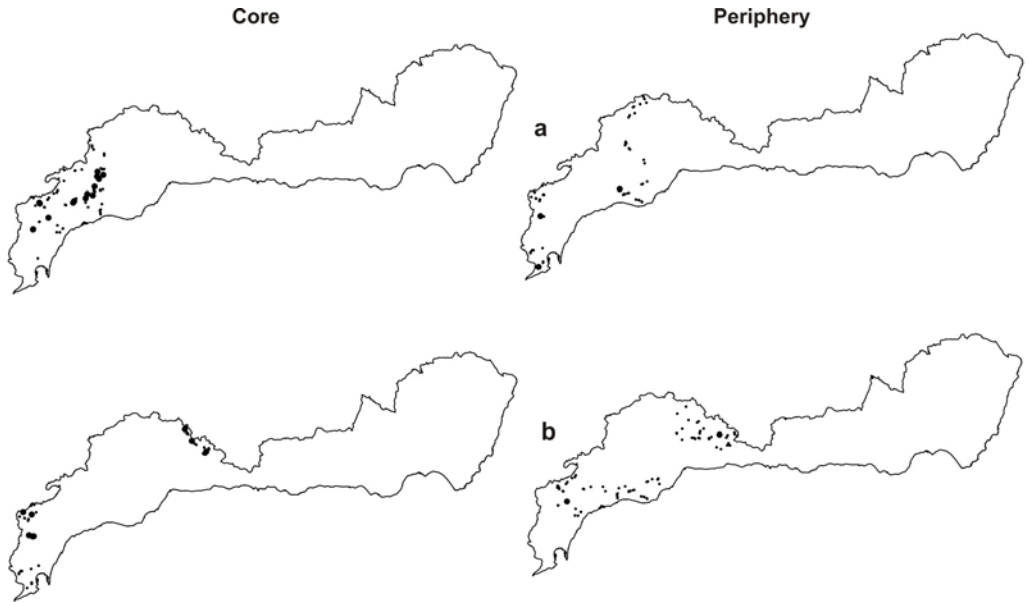


Fig. 10.3 Localización de los microhábitats acuáticos de la zona núcleo ($F > 0.8$), y de la periferia ($F > 0.2$ y < 0.8), con la presencia de cada especie (puntos negros grandes), **a**: *S. salamandra longirostris*, **b**: *T. pygmaeus*

Bloque IV

Resultados: Herramientas para la Conservación



11.- Indicador multivariable para valorar el estado de conservación de los microhábitats acuáticos

11.1.- Introducción

Los ecosistemas acuáticos de agua dulce son muy diversos (Vidal-Abarca et al. 2007; Zacharias et al. 2010), y su estudio requiere de un método que pueda aplicarse a toda la gama de microhábitats existentes. Además, para realizar análisis y comparaciones es necesario dar un valor a cada punto muestreado. En los capítulos anteriores el valor que se obtuvo hacía referencia a la favorabilidad de cada punto a las condiciones geográficas y ambientales. En el presente capítulo se pretende estudiar las posibilidades de conservación y protección de los hábitats estudiados, y para ello se obtuvo un valor del estado de conservación en cada punto de muestreo, con la intención de priorizar las posibles medidas para preservar los hábitats acuáticos y las especies de anfibios asociadas.

Todas las comunidades biológicas que habitan un ecosistema pueden informar sobre la calidad ambiental del mismo y sobre su estado de conservación. Sin embargo, habitualmente se ha prestado más atención a unas comunidades que a otras por su facilidad de identificación, o por albergar especies indicadoras.

En los ecosistemas acuáticos, casi la totalidad de comunidades o grupos biológicos han sido utilizados para evaluar la calidad del agua (Suárez et al. 2005). La presencia en los microhábitats acuáticos de múltiples organismos de diferentes grupos biológicos es lo que les da un valor especial, desde la perspectiva de la biodiversidad. Y esto favorece el desarrollo de ecosistemas complejos, ya sea en su papel como productores primarios (macrófitos para las fases larvarias de algunas especies de anfibios), o cuando los anfibios asumen el papel de depredadores o de presa, respecto a especies como los macroinvertebrados.

Este capítulo incluye la elaboración de un índice, basado en variables diagnósticas, utilizado para evaluar el estado de conservación de los microhábitats presentes en la Cuenca Mediterránea Andaluza y para determinar la tendencia futura de estos. Dichas variables, son indicadoras del estado de conservación de los ecosistemas evaluados y han sido recogidas en el trabajo de campo. Su utilización conjunta permite la evaluación del estado de conservación de cada punto a escala local.

Debemos señalar que no se trata de un procedimiento para la evaluación del estado de conservación de las especies incluidas. Tampoco se pretende realizar un análisis funcional exhaustivo, imposible en el contexto de este estudio, pero sí, al menos, que se pueda efectuar un diagnóstico de los distintos tipos de microhábitats presentes en el área de estudio para intentar objetivar su estado de conservación.

Para la obtención del indicador hemos realizado una adaptación del índice ECLECTIC, acrónimo de “Estado de Conservación de las Lagunas y humedales Españoles Catalogados por Tipologías, Indicadores de Conservación”, un índice flexible multinivel que permite la evaluación del estado de conservación local de los tipos de hábitats, utilizado por los autores “en la evaluación del estado de conservación local de los tipos de hábitats de interés comunitario de aguas continentales retenidas (no costeras) y los ecosistemas lénticos asociados” (Camacho et al. 2009).

Salvando las distancias, nos ha parecido un método asequible que permite estandarizar los valores desiguales de cada variable, para posteriormente combinarlas en una suma que da el peso relativo para el conjunto del sistema, permitiendo la comparación con otros puntos evaluados con el mismo método. En definitiva nuestro objetivo es disponer de un valor diagnóstico que permita catalogar en un rango definido el estado de conservación de cada microhábitat con el fin de establecer que

actuaciones, en cada caso, serían recomendables si se decide iniciar un proceso de recuperación o en su caso de conservación en su estado actual.

11.2.- Metodología

Los índices de valoración de los ecosistemas acuáticos de agua dulce que se conocen hasta ahora, se han desarrollado para aguas corrientes de ríos y no para pequeños ecosistemas lenticos. Se están desarrollando en España índices de calidad ecológica de ecosistemas lenticos basados en invertebrados bentónicos, pero aún no están disponibles (Camacho et al. 2009).

Sin embargo las especies indicadoras que utilizan se encuentran en muchas ocasiones en los microhábitats acuáticos, objeto de estudio. Apoyándonos en índices como el Índice de Macrófitos (IM) (Suárez et al. 2005) y el Biological Monitoring Working Party (BMWP') (Alba-Tercedor 1996), se confeccionaron dos de las variables biológicas (macrófitos y macroinvertebrados), de este índice multivariable.

Ninguno de los índices aislados permitían obtener una visión clara del papel que podía jugar cada una de las variables en la definición del grado de conservación del microhábitat. Como indicábamos arriba, la adaptación del índice ECLECTIC consistente en sintetizar la información disponible sobre las características estructurales y funcionales de un tipo de hábitat nos permitió evaluar su estado de conservación.

La utilización de estos indicadores se ha realizado hasta el nivel que ha permitido su transformación y posterior inclusión como variable cualitativa en la valoración global de los microhábitats estudiados. Así, durante los muestreos se recogió información de algunos taxones de macrófitos y macroinvertebrados cuya utilización como indicadores de la calidad de los hábitats está suficientemente contrastada (Margalef, 1989; Alba-Tercedor, 1988; Alba-Tercedor et al., 2002).

Se han utilizado 9 variables para la valoración de cada microhábitat muestreado:

- 1) Flora acuática
- 2) Macroinvertebrados
- 3) Tipos de microhábitats naturales
- 4) Tipos de microhábitats artificiales
- 5) Diversidad de especies de anfibios
- 6) Vulnerabilidad de las especies de anfibios
- 7) Grado de conectividad de cada microhábitat
- 8) Titularidad
- 9) Grado de amenaza

El índice multivariable propuesto utiliza variables semi-cuantitativas que describen rangos de presencia o ausencia de especies indicadoras o de procesos que tienen lugar en el ecosistema. Pero también se consideran en este índice las presiones e impactos que experimenta el tipo de hábitat a escala local, ya que son indicadores de la funcionalidad del mismo para la fauna y para los anfibios en particular. Se entiende que el estado de conservación es adecuado cuando ambos enfoques corresponden de forma aproximada a la de un sistema natural capaz de mantener, de forma autónoma, las características naturales esenciales del hábitat en cuestión (Camacho et al. 2009).

11.2.1.- Descripción de variables para la valoración

1) *Flora acuática* (macrófitos hidrófitos, helófitos y fitobentos)

Los macrófitos actúan como especies estructuradoras de los ecosistemas lénticos donde habitan (Camacho et al. 2009). Se utilizan como indicadores de la calidad de los hábitats acuáticos (Ortega et al. 2004). Se encuentran referencia los biotipos de la vegetación emergente e hidrofítica dominante, adaptando el (IM) Índice de Macrófitos (Suárez et al. 2005) para los grupos de plantas hidrófitas, excluidos los helófitos (Tabla 11.3).

Tabla 11.3 Agrupación de Taxones de macrófitos en Grupos Funcionales (exceptuando heliófilos) para la valoración de la calidad de los microhábitats acuáticos. De mayor a menor calidad, de I a IV (Suárez et al. 2005).

Grupos funcionales	Taxones
Grupo I	-Musgos, Hepáticas -Rodófitas: (p.e. <i>Batrachospermum</i>) -Nostoc, Rivulariaceas, Chaetophorales
Grupo II	- <i>Ranunculus</i> , <i>Myriophyllum</i> - <i>Potamogeton</i> (excepto <i>P. pectinatus</i>) - <i>Zannichellia</i> - <i>Ruppia</i> -Charales -Clorófitas filamentosas
Grupo III	- <i>Nasturtium</i> , <i>Apium</i> , Veronica -Xanthophyceas: (<i>Vaucheria</i>) -Zygnematales -Tapetes continuos de perifiton pardo-amarillento de diatomeas -Clorófitas incrustantes (Epifiton)
Grupo IV	-Oscillatoriales -Cladophora -Enteromorpha - <i>Potamogeton pectinatus</i> -Lemna

Aunque este índice se ha desarrollado para aplicarlo a ríos o arroyos, y no a los ecosistemas lénticos, nos ha servido para orientar el valor cualitativo de los grupos de macrófitos que hemos encontrado.

Métrica de la variable:

Según el biotipo y diversidad de taxones de la flora se asigna el valor 3 donde hay presencia de macrófitos y en este valor se pueden incluir o no los anteriores.

Valor	Criterio
0	sin vegetación, aguas transparentes o turbias por presencia de sedimentos y/o fitoplancton
1	presencia de helófitos y/o algas filamentosas bentónicas
2	charáceas
3	Presencia de macrófitos no charáceos

En el valor 2 definido por la presencia de charas, puede haber o no helófitos y/o algas filamentosas. Y con el valor 1 se hace referencia a puntos donde sólo hay algas microscópicas enturbiando el agua o bien aguas turbias opacas por solutos, o bien aguas limpias pero sin nada de vegetación por haberse limpiado la infraestructura recientemente.

Procedimiento: Inspección visual de los biotipos presentes de hidrófitos. La identificación de las especies se realizó, siempre que fue posible, de visu, evitando la extracción de ejemplares o, si era necesario, extrayendo pequeñas muestras.

2) Macroinvertebrados

Se considera que un medio acuático presenta una buena calidad biológica cuando tiene unas características naturales que permiten que en su seno se desarrollen las comunidades de organismos que les son propias (Alba-Tercedor 1996).

Los límites de presencia de las especies varían según la tolerancia de las mismas a cada situación ambiental, esto favorece la singularización de las comunidades de organismos que pueden formar parte de los distintos medios en virtud de la calidad de los mismos. De modo que, las variaciones en la composición y estructura de las comunidades de organismos vivos en los microhábitats acuáticos puede interpretarse como el nivel de conservación del mismo o como signos evidentes de algún tipo de alteración.

En este sentido, los macroinvertebrados son componentes relevantes de la comunidad biológica por diversas razones:

- Son razonablemente sedentarios, ya que debido a su escasa capacidad de movimiento, están afectados por las sustancias vertidas en las aguas.
- Tienen un ciclo de vida largo en comparación con otros organismos, lo que nos permite estudiar los cambios acontecidos durante largos periodos de tiempo.

- Abarcan en su conjunto un amplio espectro ecológico, al incluir todos los niveles tróficos.
- Tienen un tamaño aceptable frente a otros microorganismos.

En la literatura científica se han propuesto numerosas variables de medida en relación con los invertebrados, por ejemplo proporciones entre diversas taxocenosis, razones o cocientes entre taxones de diversa sensibilidad, etc. El índice de invertebrados bentónicos en lagos elaborado por la ACA (2006), considera como valor de referencia de calidad la existencia de siete o más taxones de entre quince (*Turbellaria*, *Nematoda*, *Oligochaeta*, *Hirudinea*, *Gastropoda*, *Bivalvia*, *Amphipoda*, *Odonata*, *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Heteroptera*, *Megaloptera*, *Trichoptera*, *Dytiscidae* y *Chironomidae*).

En medios terrestres el uso de indicadores a nivel de Orden de macroartrópodos, para medir la incidencia de distintos sistemas de cultivo sobre estas comunidades, constituye una herramienta adecuada para ver el nivel de incidencia sobre la biodiversidad edáfica de distintas técnicas agrícolas (Castro et al. 1996).

Métrica de la variable:

Combinando estos criterios y basándonos en que la presencia creciente de taxones es un referente claro de la calidad del ecosistema, se optó por una métrica sencilla con valores de 0 a 3. Se ha considerado el número de órdenes y el tipo de orden presente, en razón a su significado trófico-funcional según los indicadores referidos (Tabla 11.4).

Al igual que la variable anterior, estos índices no han sido desarrollados para su aplicación a ecosistemas lénticos, de todas formas han servido para orientar el valor cualitativo de los grupos de macroinvertebrados encontrados.

Tabla 11.4 Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del B.M.W.P. (Alba-Tercedor 1996)

FAMILIAS DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS	Puntos
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae Athericidae, Blephariceridae	10
Astacidae Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae Corduliidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae Prosopistomatidae Nemouridae Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae Hydroptilidae Unionidae Corophiidae, Gammaridae, Atyidae Platycnemididae, Coenagrionidae	6
Oligoneuriidae, Polymitarcidae Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae Hydropsychidae Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae	5
Baetidae, Caenidae Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae Sialidae Piscicolidae Hidracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Veliidae Notonectidae, Corixidae Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae	2

La asignación de un valor es excluyente, con valor 3 se hace referencia a lugares con aguas limpias independientemente de su contenido o no de otros grupos taxonómicos. El valor 2 se asigna a lugares con presencia de uno o más grupos descritos en la tabla, aunque los taxones que caracterizan el valor 1 también pueden estar presentes. El 0 corresponde a lugares que han sido limpiados recientemente o bien que por las características físicas o químicas del agua no pueden habitar en ese medio, como el caso de aguas contaminadas o manantiales específicos (aguas sulfurosas).

Valor	Criterio
0	sin macroinvertebrados
1	presencia de dípteros y/o hemípteros y/o anélidos
2	moluscos y/o odonatos y/o efemerópteros y/o coleópteros y/o platelmintos
3	plecópteros y/o tricópteros

Procedimiento: Se muestreó con una manga de red de 500 μ de luz y una apertura de 25 cm de lado, a lo largo de los diferentes microhábitats realizando la remoción de los sustratos (piedras, limos, vegetación, etc.) seguida de un barrido activo, para intentar la captura de todos los taxones presentes, siempre que no se dañara posibles puestas de anfibios. Los ejemplares se identificaban en el laboratorio hasta el nivel de familia.

3) *Tipos de microhábitats naturales*

Los puntos de agua naturales (Tabla 5.1), no siempre presentan microhábitats adecuados para el desarrollo y reproducción de fauna y flora en ellos. Los motivos pueden ser diversos, como una fuerte corriente, las características químicas del agua, etc.

Métrica de la variable:

La valoración de cada enclave está en función de su aptitud para albergar fauna. Oscila entre el 0 y 2 en función de su adecuación. Las lagunas de alta montaña son lugares con alto valor ecológico por sus comunidades de invertebrados y algas, pero inadecuadas para la fauna de mayor tamaño por eso su métrica es 1. Los arroyos o cabeceras de ríos con gran pendiente y

frecuentes fluctuaciones de caudal corresponderían al valor 0. Sin embargo las charcas y humedales de pequeñas dimensiones o los encharcamientos junto a manantiales o ríos con hidroperiodos de al menos 5 meses al año constituyen hábitats idóneos para los anfibios y otra fauna.

Valor	Criterio
0	Inadecuados para el uso de la fauna
1	Adecuados parcialmente, sin accesos, y/o solo con rana y/o invertebrados
2	Adecuado para la fauna en general

Procedimiento: Observación directa

4) *Tipos de microhábitats artificiales*

Gran parte de los enclaves acuáticos de pequeñas dimensiones están formados por construcciones asociadas a la agricultura, la ganadería, el recreo o el abastecimiento de agua (Tabla 5.2). Pueden ser adecuados para la fauna si reúnen una serie de condiciones, como suficiente volumen de agua, un hidroperiodo mínimo de 2 meses, accesos de entrada y salida etc.

Métrica de la variable:

Con valor 0 encontramos por ejemplo una de las infraestructuras más frecuentes, las balsas de agua con base de PVC, cuyas orillas impiden la salida de las mayoría de las especies, por su fuerte inclinación y su superficie poco adherente; o profundos estanques de cemento con paredes verticales, como los que se utilizaban para el lavado de materiales de minas; o las arquetas de reparto de agua.

Valor	Criterio
0	Inadecuados para el uso de la fauna
1	Adecuados parcialmente, sin accesos, y/o solo con rana y/o invertebrados
2	Adecuado para la fauna en general

Procedimiento: Observación directa

Con valor 1 se encuentran la mayoría de los puntos, tales como albercas, pilones y abrevaderos. El valor 2 corresponde a lugares muy

naturalizados, por ejemplo balsas de plástico con piedra encima y poca inclinación en sus orillas, balsas de tierra para abreviar el ganado.

5) *Diversidad de especies de anfibios*

El número de especies de anfibios presentes en la Cuenca Mediterránea Andaluza es 12 (Tabla 4.4), y el total de Andalucía 16. Sin embargo como se explicó en el apartado 4.4 de la presente tesis, se encontraron 11 especies (todas menos *Pelodytes punctatus*), y se realizaron modelos ambientales con 10, puesto que *Pelobates cultripes* fue muy escasa.

Métrica de la variable:

La selección de hábitats reproductivos varía mucho de unas especies a otras; además el número de especies de anfibios es reducido, por eso es muy difícil que en un solo punto de agua se encuentren más de 5 especies. Partiendo de este valor máximo se han definido los siguientes intervalos.

Valor	Criterio
0	Sin especies
1	1 – 2 especies
2	3 – 5 especies
3	Más de 5 especies

Procedimiento: El muestreo de anfibios se explicó en el apartado 5.3

6) *Vulnerabilidad de las especies de anfibios*

El 73% de las especies encontradas tienen alguna categoría de amenaza (Tabla 4.4) (Pleguezuelos et al. 2002; Pleguezuelos et al. 2004; IUCN 2015), lo que obliga a considerar esta variable a la hora de valorar los hábitats donde se encuentran.

La vulnerabilidad se basa en la clasificación que hace la IUCN para valorar el riesgo a la extinción de las especies (IUCN 2003). A cada categoría de amenaza se le asigna un valor de vulnerabilidad específico. Algunos autores han optado por dar valores lineales a las diversas categorías de vulnerabilidad (Rey-Benayas y de la Montaña 2003) (Tabla 11.5). Esto no

respondía a la valoración inherente en el proceso de catalogación del riesgo de extinción de las especies (IUCN, 2001), por lo que se han aplicado valores exponenciales a las diversas categorías crecientes con el grado de amenaza. Este criterio se ajustaba más a la valoración que la IUCN aportaba a las categorías (Reques et al. 2006).

Tabla 11.5 Valores de vulnerabilidad asignados a las categorías de amenaza (IUCN 2001), según distintos criterios.

Categoría de Amenaza IUCN	Valores lineales Rey-Benegas et al. 2003	Valores exponenciales Reques et al. 2006	Valores considerados
En Peligro Crítico (CR)	5	16	36,49
En Peligro (EN)	4	8	11,48
Vulnerable (VU)	3	4	3,7
Casi Amenazado (NT)	2	2	1,92
Datos Insuficientes (DD)	2	2	1,92
Preocupación menor (LC)	1	1	1

En este estudio se ha pretendido mejorar la asignación de valores a las categorías, y se calculó para cada paso entre pareja de categorías (i.e., paso Preocupación Menor/Casi Amenazado, paso En Peligro/En Peligro Crítico) la media (para los cinco criterios de la versión 3.1) de las diferencias entre los valores otorgados por la IUCN (Caro et al. 2010); los valores obtenidos se han multiplicado por 1, valor asignado a la categoría de menor riesgo de amenaza (Tabla 11.5).

Métrica de la variable:

Se realiza la media de la vulnerabilidad de las especies de anfibios presentes en ese punto de agua según los valores de la Tabla 11.5. El valor 0 corresponde a los puntos donde no se han encontrado especies ni se han citado recientemente, el valor 1 si hay una o varias especies que no están

amenazadas, o sea con categoría LC (preocupación menor). Este es el caso de estar presentes el sapo común y/o sapo corredor y/o rana verde común.

Valor	Criterio
0	Sin especies
1	1
2	1,1 - 2
3	2,1 - 3,7

Procedimiento: aplicación de la media de los valores de vulnerabilidad (Tabla 11.5) de las especies presentes en cada punto.

7) *Grado de conectividad de cada microhábitat*

La supervivencia de las poblaciones de la fauna asociada a los puntos de agua, entre ellas los anfibios, no dependen de manchas finitas y concretas del territorio, sino que requieren la existencia de flujos y desplazamientos (García 2003). La cercanía de otros puntos y su conectividad contribuyen al mantenimiento de los mismos y el de la biodiversidad que albergan. Los anfibios están sujetos al territorio cercano por su limitada capacidad de desplazamiento. Por eso los puntos que albergan en sus proximidades, entre 500 a 1000 m, otros enclaves acuáticos, tienen la probabilidad de contener más especies y mantener mejor sus poblaciones (Reques y Tejedo 2008). La especie que presenta recorridos más largos en el periodo reproductivo es el sapo corredor, llegando a realizar distancias de 2.6 km (Sinsch 1992).

Métrica de la variable:

Valor	Criterio
0	punto aislado, los puntos más cercanos están a partir de 2000 m
1	los puntos más cercanos están a partir de 1000 m
2	los puntos más cercanos están a 500 y 1000 m
3	con puntos cercanos entre 0 y 500 m

Procedimiento: Realizar un buffer sobre la cartografía midiendo en metros la distancia lineal desde un punto hasta el próximo.

8) Titularidad

Esta variable tiene gran utilidad para proponer medidas de conservación puesto que los lugares públicos requieren menos trámites a la hora de aplicarles determinadas medidas de gestión y manejo.

Métrica de la variable:

Valor	Criterio
1	Titularidad privada
2	Compartida,; entidades locales-organismo autónomico o privado
3	Titularidad pública, organismo autónomico

Procedimiento: Consulta de datos en las fuentes de información pública.

9) Grado de amenaza

Del estado y permanencia de un punto de agua depende la supervivencia de muchas especies. por eso es importante reconocer cuales son los factores de inciden en su mantenimiento y durabilidad. Para ello se identificaron las posibles amenazas de cada hábitat tomando como referencia las definidas para las especies por la IUCN (2001) (Tabla 11.6).

Métrica de la variable:

El valor más alto coincide con los microhábitats mejor conservados. El estado de conservación es inverso al grado de amenazas.

Valor	Criterio
1	más de 3 tipos de amenazas
2	De 1 a 3 tipos de amenazas
3	sin amenazas

Procedimiento: Observación directa o información recabada de los usuarios.

Tabla. 11.6 Descripción de las amenazas más frecuentes de los enclaves acuáticos.

Amenazas	Definición
Contaminación química	Las prácticas agrícolas inadecuadas, como el abandono de contenedores, la limpieza de utensilios, cisternas de tractores, etc, incorporan agroquímicos al punto de agua. También la llegada de pluviales contaminadas por productos usados en la agricultura.
Contaminación orgánica	Principalmente causada por agua procedentes de apriscos de ganado.
Bombeos	La extracción de agua de los acuíferos baja el nivel freático dejando secas fuentes, manantiales y arroyos.
Desmontes	Los movimientos de tierras por construcción o ensanches de carreteras, cambios de cultivos, aterrazamientos u otras causas, provocan enterramientos de puntos de agua, entubamientos, etc.
Construcciones	El aumento de suelo urbanizable y la construcción en lugares con valores naturales es una constante en los últimos años.
Vertidos y suciedad	Los vertidos de aguas residuales o de residuos sólidos en los cauces provocan contaminación (los altos niveles de nitratos, eutrofizan el agua) colmatación en pequeños cauces, y daños directos sobre la fauna.
Especies alóctonas	La fauna exótica introducida en algunos puntos de agua, como cangrejo americano (<i>Procambarus clarkii</i>), carpa (<i>Ciprinus carpio</i>), carpín (<i>Carassius auratus</i>), gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>), tortuga de florida (<i>Trachemys scripta</i>), entre otras, ocasiona una pérdida de biodiversidad a causa de la competencia o depredación de la fauna autóctona.
Abandono	Cuando se ha perdido el uso de una infraestructura se abandona, llevando a la colmatación, descenso del nivel del agua o pérdida definitiva del enclave.
Riadas	Fenómeno habitual en la Cuenca Mediterránea, pero que se está intensificando debido al cambio global. El arrastre que producen hace desaparecer nacimientos a cauce o enclaves temporales de aguas lénticas (pozas en arroyos, encharcamientos en orillas de ríos, barrancos) ricos en diversidad y frágiles, sobre todo cuando se producen a primavera o verano.
Sequía	Aunque es un fenómeno que afecta a grandes áreas por igual, la fragilidad de estos pequeños hábitats los hace más sensibles a los periodos largos de sequía, sobre todo si por causas ambientales globales (cambio climático), se hacen más frecuentes.
Captura de agua	Los nuevos usos de agua aprovechan los recursos hídricos al máximo, capturando agua desde las cabeceras de los ríos, realizando pozos a gran profundidad, construyendo depósitos elevados o tapados, conduciendo el agua por tuberías etc.
Limpiezas y vaciados	Una práctica habitual en las balsas y estanques que si no se realiza fuera de los periodos de reproducción de los anfibios puede causar estragos en las poblaciones.
Ganadería intensiva	En algunos lugares se concentra una importante cabaña ganadera, lo que ocasiona un exceso de pisoteo y de aporte de materia orgánica.

11.2.2.- Valoración total

Como resultado de la sumatoria de las variables en cada punto de agua se obtendrá un valor, que se corresponderá con los siguientes intervalos:

Valor	Criterio
2 - 4	Puntos de agua sin valor como microhábitat
5 - 10	Microhábitat de valor bajo
11 - 15	Microhábitat de valor medio
>16	Microhábitat de valor alto

- Puntos de agua sin valor como microhábitat: no son aptos para anfibios, aunque contengan alguna especie generalista como la rana común, un ejemplo lo constituyen las balsas de PVC.
- Microhábitat de valor bajo: con pocas o ninguna especies, muy amenazados, que necesitan restaurarse, pero que podrían llegar a ser buenos microhábitats.
- Microhábitat de valor medio: estado de conservación no muy bueno o bien que necesitan mejorarse, como estanques sin accesos de entrada y salida.
- Microhábitat de valor alto: estado de conservación aceptable. También aquellos que necesitan mejorarse pero con una riqueza de anfibios elevada y/o presencia de especies amenazadas.

11.3.- Resultados

En los resultados finales no se ha obtenido ningún microhábitat con el valor máximo 25, ni tampoco con valores entre 2 y 4, sino que todos oscilaron entre 5 y 20 (Fig. 11.4). Un 58% están incluidos entre los microhábitats importantes y de valor medio. Y el 55% de ellos están situados en áreas protegidas (Tabla 11.5).

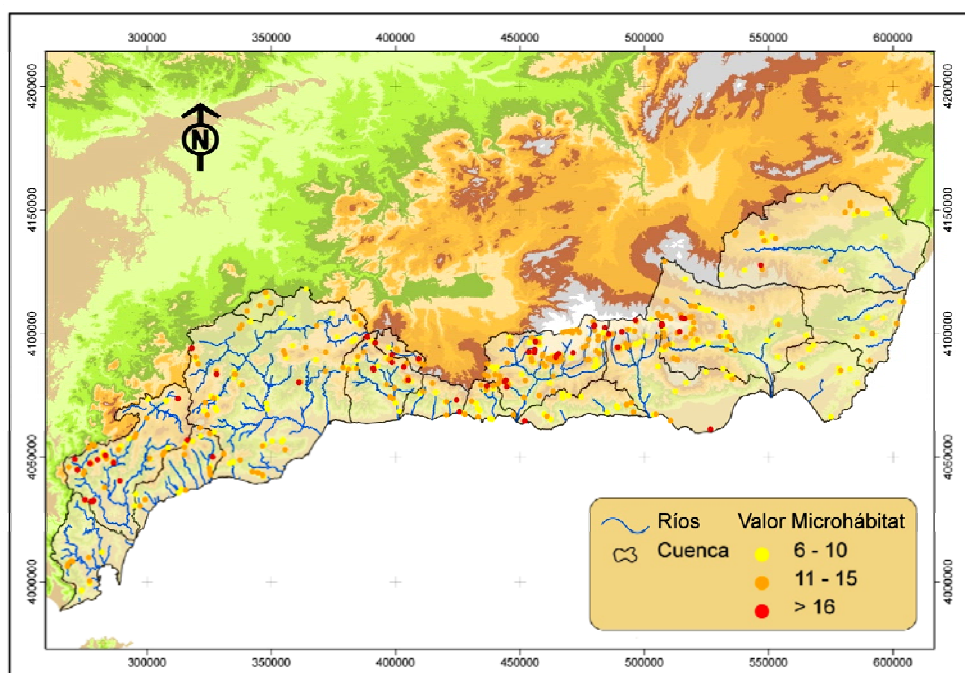


Fig. 11.4 Localización de los microhábitats valorados en la Cuenca Mediterránea Andaluza, y su grado de valoración.

Tabla 11.5 Resultados de la valoración de los microhábitats

Intervalos de valores	Nº puntos	Porcentaje
5 - 10	215	42%
11 - 15	242	48%
> 16	52	10%
Total	509	100%

Los microhábitats mejor conservados suelen estar en las zonas interiores y áreas de montaña, Sierra de Filabres, Sierra Nevada, Sierra de los Guájares, Sierra Tejeda, Sierra de Las Nieves y Parque Natural de Los Alcornocales (Fig. 11.4). A excepción de algunos costeros que forman parte de reservas naturales protegidas como la Charca Suárez (Motril, Granada).

Las tablas con la valoración de todos los microhábitats se encuentran en el apéndice III.

12.- Identificación de áreas importantes para la conservación de los microhábitats acuáticos: Lugares Singulares

12.1.- Introducción

La selección de las áreas naturales con singularidad ecológica debe basarse en criterios lógicos, científicos y, sobre todo, reproducibles (Margules y Pressey 2000). Han de obtenerse similares selecciones partiendo de la misma información y reproducir el proceso cuantas veces sea necesario a medida que los datos ambientales y biológicos cambien (Lobo 2005). No siempre se tiene en cuenta el funcionamiento de los procesos ecológicos ni a los organismos que lo hacen posible.

La obtención de un catálogo de lugares de interés, puede tener una repercusión directa en programas de conservación y gestión del medio natural con diversas aplicaciones; por ejemplo, la restauración del hábitat, creación de directrices que reglen las actuaciones agrícolas y ganaderas en los puntos de agua o como argumento en declaraciones de impacto ambiental sobre el territorio afectado (Reques et al. 2006).

El objetivo es realizar una propuesta de Lugares Singulares, es decir, áreas con mayor relevancia biológica, sobre las que habría que priorizar las medidas de conservación y restauración.

Los hábitats acuáticos importante (Capítulo 11) son la base de esta propuesta, pero el entorno de los mismos condicionará la elección del área donde se encuentra como relevante biológicamente. Por tanto se debe tener en cuenta los elementos que influyen en la misma ya sean de naturaleza biológica (especies protegidas) o administrativa (montes públicos, espacios protegidos o cuencas hidrográficas).

12.1.1.- Cuencas hidrográficas

La gestión del agua es clave para la conservación de los hábitats acuáticos. La Directiva Marco de Aguas abre una brecha en la política de

aguas europea mediante la armonización de las políticas de agua de los distintos países de la unión. Elementos clave de la directiva, entre otros, son; la protección de las agua tanto subterráneas como superficiales, el que deben alcanzar un buen estado de calidad, que se deben implicar a los ciudadanos en la solución de los problemas, o que la gestión del agua debe llevarse a cabo en el ámbito de las cuencas hidrográficas.

La Demarcación Hidrográfica se define como “la zona marina y terrestre compuesta por una o varias cuencas hidrográficas vecinas y las aguas subterráneas y costeras asociadas a dichas cuencas”. Las demarcaciones hidrográficas constituyen la principal unidad de gestión de las cuencas hidrográficas (Texto Refundido de la Ley de Aguas) (Tabla 12.1).

Tabla 12.1 Denominación y superficie de las Cuencas Hidrográficas Mediterráneas Andaluzas (DHM)

Nº	Cuencas Hidrográficas	Superficie Km ²	Provincia
1	Almanzora	2.745,2	Almería
2	Aguas	927,6	Almería
3	Campo de Níjar	797,1	Almería
4	Andarax	2.158,8	Almería
5	Adra y Campo de Dalías	1.478,2	Almería
6	Albuñol	511,9	Granada
7	Guadalfeo	1.293,5	Granada
8	Verde	214,2	Granada
9	Algarrobo – Torrox	316,7	Málaga
10	Vélez	744,0	Málaga
11	Zafarraya	143,7	Granada
12	Fuente de Piedra	150,2	Málaga
13	Guadalhorce	3.853,6	Málaga
14	Verde – Guadalmansa	614,6	Málaga
15	Guadiaro	1.483,8	Cádiz
16	Guadarranque – Palmones	759,3	Cádiz
	TOTAL	18.193,2	

Una cuenca hidrográfica es la superficie de terreno cuya escurrentía superficial fluye en su totalidad a través de una serie de corrientes, ríos y, eventualmente, lagos, hacia el mar por una única desembocadura, estuario o delta. La cuenca hidrográfica constituye jurídica y administrativamente, la unidad de gestión del recurso y se considera indivisible.

En el Distrito Hidrográfico Mediterráneo Andaluz (Tabla 12.1), los ríos suman una longitud de 2.145 Km. En sus cursos altos aprovechan las líneas estructurales del relieve y los contactos litológicos con rocas más blandas y de inferior grado de compacidad, mientras que en sus cursos medios y bajos se encajan sobre materiales de sedimentación neógena, como limos, margas y areniscas, generando frecuentes glaciais.

En este contexto hidrográfico cabe distinguir tres tipos de redes: una de carácter dendrítico situada en los cursos más importantes (Guadiaro, Guadalhorce, Guadalfeo, Adra, Andarax y Almanzora); otra también dendrítica y con cierta jerarquización cuyos cauces presentan frecuentemente morfología "rambla" en los tramos medios y bajos y en general un régimen de caudales caracterizado por su gran variabilidad (Guadalmedina, Vélez, Verde de Almuñécar, etc); y una última, con disposición "en peine" perpendicular a la costa y compuesta por ríos y arroyos de fuerte pendiente, corto recorrido y aportes esporádicos (Verde-Guadalmansa o Albuñol) (Fig. 12.1).

Para los anfibios, las cuencas hidrográficas constituyen unidades biogeográficas básicas, y entidades que configuran los patrones de riqueza específica (Real, 1991).

Si el grado de incidencia de determinados factores ambientales en una cuenca, está directamente relacionado con la riqueza de especies de anfibios, podemos inferir que el conocimiento de la cuenca nos permitirá determinar las causas que pueden estar detrás de la desaparición de los pequeños ecosistemas de agua.

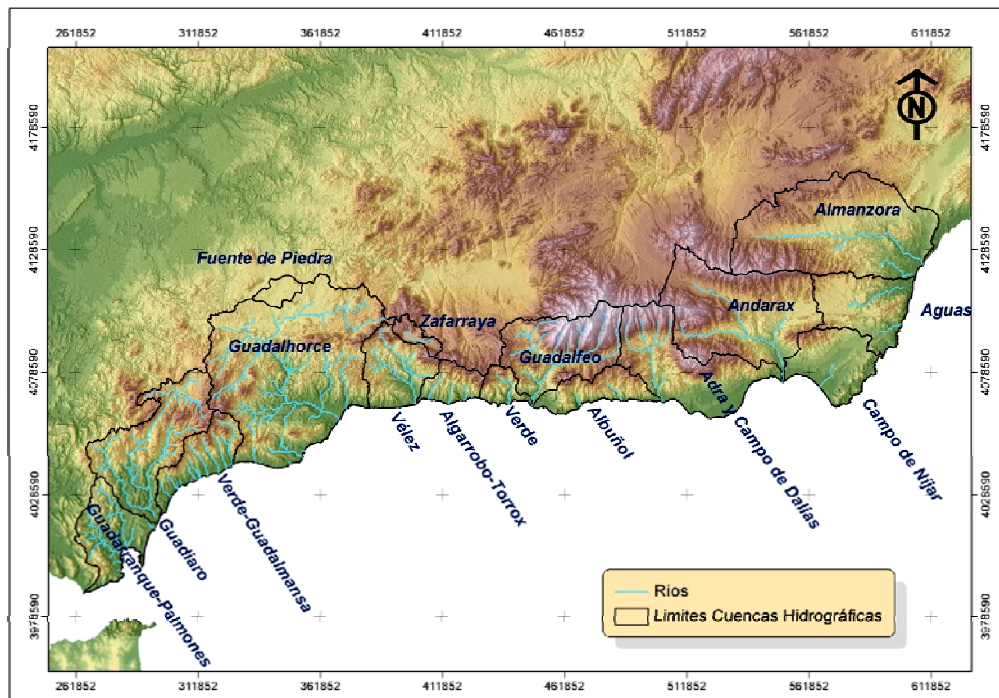


Fig. 12.1 Demarcación de las Cuencas Hidrográficas Mediterráneas Andaluzas.

12.2.- Metodología

Una vez puntuados los microhábitats acuáticos como resultado de los datos tomados de las variables *in situ*, es necesario estudiar la importancia que pueden tener en su entorno. Esto definirá, junto con los siguientes criterios, lo que son los Lugares Singulares:

- 1) el microhábitats en sí: valoración de cada punto en función de la métrica de las variables que lo caracterizan según los datos de campo (Capítulo 11);
- 2) los anfibios presentes en el entorno: valor del Índice Combinado de Biodiversidad (ICB) de la cuadrícula UTM 10x10 km.
- 3) presencia de macrófitos o macroinvertebrados amenazados, según los datos del Libro Rojo de Invertebrados de Andalucía (Barea et al. 2008) y el de la Flora Vasculare de Andalucía Oriental (Blanca et al. 2009).

Los puntos con mayor puntuación según el capítulo 11, constituyen microhábitats de alto valor ecológico. En función de la situación de estos puntos en cuadrículas destacadas por alguno de los criterios de los apartados 2 y 3, se situarán los Lugares Singulares. Estos se definen como unidades territoriales que albergan microhábitats con alto valor ecológico y cuadrículas UTM 10x10 con algún valor según los criterios 2 y/o 3. La superposición de las tres capas de información cartográfica, o bien dos de ellas (incluyendo siempre la 1), sustenta suficientemente la propuesta de Lugares Singulares puesto que la coincidencia geográfica de microhábitats y especies justifica la calidad ecológica de la zona.

12.2.1.- Índice Combinado de Biodiversidad

La conservación de los puntos de agua se hace imprescindible donde existe mayor número de especies que dependen de ellos, o donde las especies presentan algún grado de amenaza y/o rareza.

Se han utilizado cuatro criterios: riqueza de especies en cada cuadrícula, rareza, vulnerabilidad (según datos propios derivados de este trabajo, y la revisión de la Lista Roja de anfibios y reptiles de Andalucía de Reques et al. 2006), y un Índice Combinado de Biodiversidad (ICB), que es una síntesis de la información proporcionada por los tres anteriores (Rey-Benayas y de la Montaña 2003).

Como unidades analíticas se han usado cuadrículas UTM de 10x10 km. No se consideraron aquellas cuadrículas con un porcentaje de superficie dentro de la Cuenca Mediterránea Andaluza bajo (< 20%). En las 217 cuadrículas resultantes examinamos la presencia y ausencia de las 12 especies de anfibios del área de estudio (Apdo. 4.4). Los datos se extrajeron de las citas previas sobre estas especies (Apdo. 5.1), y de los obtenidos en los muestreos de campo (Apdo. 5.2).

A continuación se definen cada uno de los criterios utilizados:

Riqueza: número de especies de anfibios autóctonos en cada cuadrícula UTM 10x10 km, considerando las citas y datos propios de campo comprendidos entre los años 1991 – 2011.

Rareza: se define como el inverso del número de cuadrículas ocupadas por una especie en una determinada área (Kier y Barthlott 2001). Especies con un valor de rareza próximo a uno son de distribución restringida. El valor de rareza de cada especie es el inverso del número de cuadrículas UTM 10x10 Km en las que está presente en la Cuenca Mediterránea Andaluza (Tabla 12.2). El valor de rareza para cada cuadrícula UTM fue el sumatorio de la rareza individual de cada especie en dicha cuadrícula, dividido por el número de especies presentes. Los valores de rareza de cada especie se han calculado para este estudio en base a los datos corológicos de los últimos 20 años.

Vulnerabilidad: aunque se define en el apartado 11.2.1 referido a cada punto de agua, en este caso los valores adoptados para las categorías de la UICN (Tabla 11.5), se aplican a las cuadrículas UTM 10x10 Km que es la unidad en la que se basa este índice. El valor de vulnerabilidad para cada cuadrícula UTM es la suma de la vulnerabilidad específica (Tabla 12.2), dividido por el número de especies.

Índice Combinado de Biodiversidad (ICB): es una síntesis de la información obtenida con los criterios de riqueza, rareza y vulnerabilidad de manera conjunta (Rey-Benayas y de la Montaña 2003). Se define para cada cuadrícula como el sumatorio de la rareza de cada especie presente en la cuadrícula, multiplicado por el índice de vulnerabilidad de esta especie. La ecuación es la siguiente:

$$\text{ICB} = \sum(1/C)V$$

Donde “C” es el número de cuadrículas UTM 10x10 km donde está presente una especie y “V” su valor de vulnerabilidad.

Los distintos valores de estos cuatro criterios por cuadrícula UTM 10x10 km se ordenaron de mayor a menor, y se definió el 20 % (43

cuadrículas) con mayor valor como cuadrículas relevantes para los anfibios presentes en microhábitats acuáticos en el DHM (Estrada et al. 2007). La eficacia de los índices se evaluó analizando la proporción de especies totales incluidas en las 43 cuadrículas con mayor valor para cada uno de los índices, así como la inclusión de poblaciones de especies con alguna categoría de amenaza (Rey-Benayas y de la Montaña 2003; Traba et al. 2007). Las cuadrículas con un valor alto de ICB añaden significancia a los puntos muestreados dentro de ella puesto que la probabilidad de encontrar más número de especies, especies raras o vulnerables dentro de ella, es mayor.

Tabla 12.2 Valores de rareza y vulnerabilidad asignados a las categorías de amenaza (IUCN 2010)

Especies	Nº cuadrículas	Valor de Rareza	Categoría de amenaza	Valor de Vulnerabilidad
<i>Alytes dickhilleni</i>	36	0.028	VU	3.7
<i>Discoglossus galganoi jeanneae</i>	71	0.014	NT	1.918
<i>Pelodytes ibericus</i>	41	0.024	DD	1.918
<i>Pelodytes punctatus</i>	3	0.333	LC	1
<i>Pelobates cultripes</i>	11	0.091	NT	1.918
<i>Bufo bufo</i>	152	0.007	LC	1
<i>Bufo calamita</i>	134	0.007	LC	1
<i>Hyla meridionalis</i>	53	0.019	NT	1.918
<i>Pelophylax perezi</i>	203	0.005	LC	1
<i>Pleurodeles waltl</i>	35	0.028	NT	1.918
<i>Salamandra salamandra longirostris</i>	55	0.018	NT	1.918
<i>Triturus pigmaeus</i>	22	0.045	VU	3.7

12.2.2.- Macrófitos amenazados

Las plantas forman la base trófica de las comunidades de los microhábitats acuáticos. La importancia de la flora acuática y específicamente de los macrófitos como indicadores del estado de calidad de las aguas se puso de manifiesto en el apartado 11.1.1. Si además

consideramos las especies amenazadas (Cabezudo et al. 2005), esto hace que adquiera mayor relevancia la zona donde se encuentra.

Tabla 12.2 Especies de macrófitos con algún grado de amenaza presentes en el DHM (Blanca et al. 2009; Cabezudo et al. 2005).

ESPECIE	PROVINCIA / MUNICIPIO	Cuadrícula UTM 10X10	IUCN
<i>Althenia orientalis</i>	Málaga: Campillos	UG30	VU
	Málaga: Alameda	UG51	
<i>Zannichellia contorta</i>	Almería	WG77	VU
	Almería :Adra	VF96	
	Granada: Alhama de Granada	VF19	
	Málaga: Colmenar	UF88	
	Málaga: Villaluenga del Rosario	UF79	
	Málaga: Cortés de la Frontera	TF95	
<i>Zannichellia peltata</i>	Almería	WG67	VU
	Granada: Zafarraya	UF99	
	Málaga: Archidona	UG80	
	Málaga: Benarrabá	TF94	
<i>Zannichellia obtusifolia</i>	Málaga: Vélez Málaga	VF06	VU
	Málaga: Axarquía	UF86	
	Málaga: Campillos	UF39	
	Málaga: Campillos	UG30	
<i>Zannichellia palustris</i>	Granada: Padul	VF49	VU
	Granada: Salobreña	VF46	
<i>Zannichellia pedunculata</i>	Granada: Padul	VF49	VU
	Almería: El Ejido, campo golf Almerimar	WF16	
	Almería: Salinas de Cerrillos,	WF36	
	Almería: Roquetas de Mar, campo golf Playa Serena	WF36	
	Almería: Cuevas de Almanzora, desembocadura río Almanzora	XG02	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Almería: Adra	VF96	NT

12.2.3.- Macroinvertebrados

Según el Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía, los hábitats acuáticos continentales constituyen ecosistemas ricos en especies, muchas de ellas endémicas. Debido al considerable grado de alteración de estos medios, numerosas especies presentan algún grado de amenaza (Tabla 12.3).

Tabla 12.3 Especies de macroinvertebrados amenazados, recogidos en el Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía, que viven en microhábitats acuáticos en el Distrito Hidrográfico Mediterráneo (Barea-Azcón JM et al. 2008).

ESPECIE	MUNICIPIO / PROVINCIA	UTM 10X10	OBSERV.
Moluscos			
<i>Iberhoratia gatao</i>	Benaoján, Málaga	UG06	Endemismo Andaluz
<i>Milesiana schueleii</i>	Turrillas, Almería	WF69	Esta especie es el único representante que se conoce en el mundo del género <i>Milesiana</i>
	Laujar de Andarax, Almería	WF09	
	Lucainena de las Torres, Almería	WF79	
	Vélez Blanco, Almería	WG77	
	Bayarcal, Almería	WF09	
	El Marchal de Antón López, Almería	WF38	
	Félix, Almería	WF28	
	Vélez Benaudalla, Granada	VF57	
	Conchar, Granada	VF49	
	Durcal, Granada	VF49	
	Padul, Granada	VF49	
	Gaucín, Málaga	TF94	
	El Chorro, Málaga	UF48	
	Benoaján, Málaga	VF06	
La Cimada, Málaga	UF07		
<i>Pseudamnicola gasulli</i>	Huércal-Overa, Almería	WG93	
	C. de Almanzora, Almería	XG03	
<i>Boetersiella sturmi</i>	Conchar, Granada	VF49	
<i>Boetersiella davisi</i>	Conchar y Padúl, Granada	VF49	
Odonatos			
<i>Coenagrion mercuriale</i>	Sierra Nevada, Granada	VF79	Especies de Interés Especial
	Churriana, Málaga	UF65	
	S ^a Almirajara, Granada	VF38	
<i>Coenagrion caerulescens</i>	Ardales, Málaga	UF38	
	R. Guadalmedina, Málaga	UF76	
<i>Coenagrion scitulum</i>	Casarabonela, Málaga	UF47	Muy escasa en Andalucía
	El Burgo, Málaga	UF27	
	Archidona, Málaga	UG80	
<i>Lestes macrostigma</i>	Fuente Piedra, Málaga	UG40	Puede vivir en sitios salobres
	Alameda, Málaga	UG41	
	Campillos, Málaga	UG30	
<i>Oxygastra curtisi</i>	R.Guaro, Málaga	TF84	Especie en peligro
	R. Fuengirola	UF45	
<i>Macromia splendens</i>	R. Hozgarganta, Málaga	TF74	En peligro crítico
	R.Genal, Málaga	TF94	
	R. Guadiaro, Málaga	TF84	
<i>Orthetrum nitidinerve</i>	Benalmádena, Málaga	UF44	
	Arroyo Toquero, Málaga	UF76	
	Algeciras, Cádiz	TE79	

Plecópteros			
<i>Marthamea selysii</i>	Los Guájares, Granada	VF48 VF47	
	Nerja, Málaga	VF27	
Coleópteros			
<i>Cybister (Melanectes) vulneratus</i>	Calahonda, Granada	VF66	En Peligro
	Adra, Almería	WF06	
<i>Ochthebius montesi</i>	R. Aguas, Almería	WG91	En Peligro
	R de la Fuente, Málaga	VF08	

Entre las especies de estos medios incluidas en el Libro Rojo, para toda Andalucía, se encuentran 15 especies de libélulas, cinco de coleópteros, cuatro de efemerópteros y plecópteros, un crustáceo (el cangrejo de río autóctono) y 14 especies (y un género completo) de moluscos. (Barea-Azcón et al. 2008).

Las especies de macroinvertebrados amenazados que se encuentran en la Cuenca Mediterránea Andaluza corresponden a cinco moluscos, siete odonatos, un plecóptero y dos coleópteros (Tabla 12.3).

12.3.- Resultados

Los resultados del primer criterio para la obtención de los lugares singulares de la Cuenca Mediterránea Andaluza, el valor del microhábitats, se mostraron en el capítulo 11 (Fig. 11.4).

12.3.1.- Índice Combinado de Biodiversidad

En el mapa del índice de Riqueza (Fig. 12.1), se observa un predominio del número de especies en la zona occidental y en una pequeña zona de las montañas situadas en el centro (Sierras de Almirajara y Tejada). Y en el de Rareza (Fig. 12.2), se observa un sesgo centro-oriental que coinciden parte con la distribución de *A. dickhilleni*.

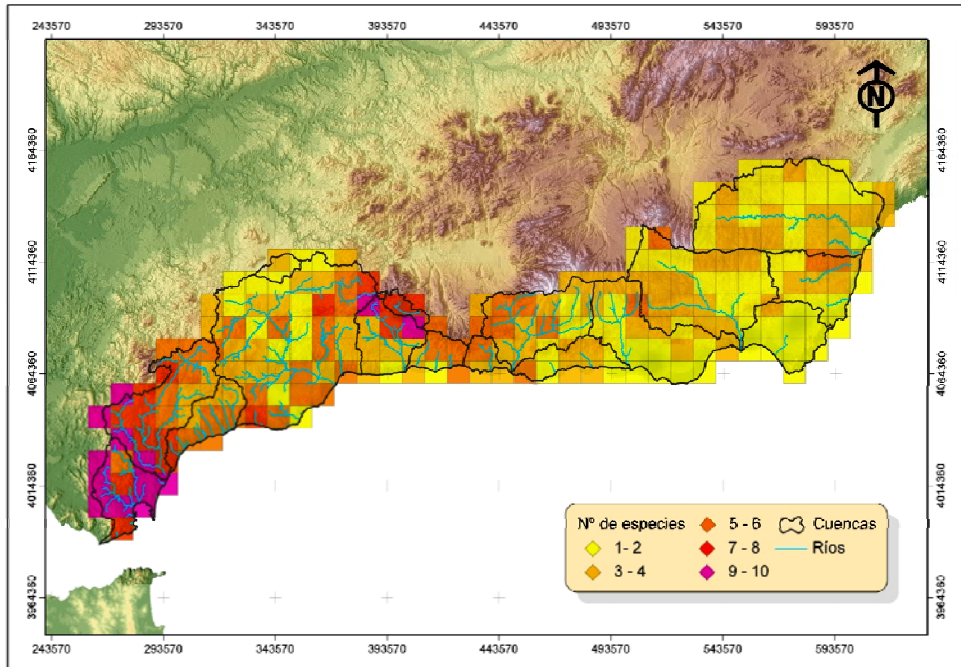


Fig. 12.2 Valor de Riqueza específica de anfibios en las cuadrículas UTM 10x10 km del DHM.

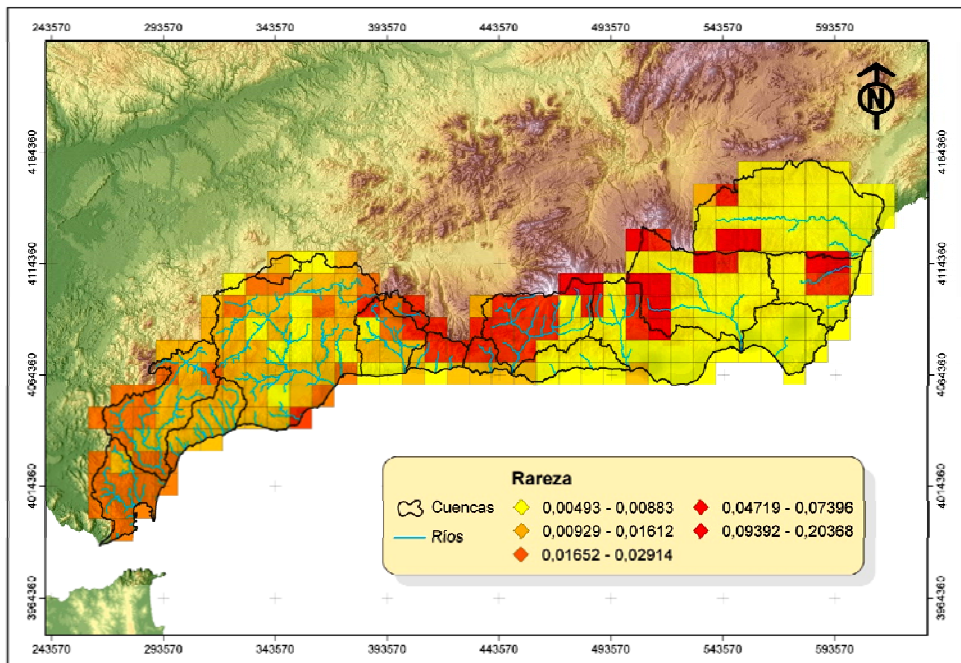


Fig. 12.3 Valor de Rareza específica de anfibios en las cuadrículas UTM 10x10 km del DHM.

En el mapa de Vulnerabilidad (Fig. 12.3) se representa el valor medio por cuadrícula UTM 10x10 km, del grado de amenaza de cada especie presente en ella.

La combinación de los contenidos de los índices anteriores se observa en el mapa del ICB (Fig. 12.4).

Considerando el 20% de las cuadrículas mejor valoradas por el ICB (43 cuadrículas), obtenemos las cuadrículas donde las poblaciones de anfibios requieren una especial atención (Fig. 11.5, puntos rojos). En ocho de ellas los valores altos de riqueza, vulnerabilidad y rareza coinciden con el de ICB. No obstante, hay 18 cuadrículas (sólo círculo amarillo) con una riqueza específica alta pero con valores bajos de vulnerabilidad y rareza, que no han sido seleccionadas. Se debe tener en cuenta, no obstante, que el peso específico de la rareza y la vulnerabilidad dentro del ICB en este grupo relativamente reducido de especies, es mayor que el de la riqueza.

Las cuadrículas de la parte oriental del DHM tienen niveles muy bajos de riqueza, pues ninguna ha sido seleccionada entre las 43 primeras. Sin embargo hay 17 cuadrículas en la mitad oriental (desde la cuenca del Guadalfeo hacia Almería) con ICB alto, debido principalmente a la presencia de *A. dickhilleni*, presente en 35 cuadrículas del ICB (Tabla 11.4). La media del número de cuadrículas con valores de riqueza y vulnerabilidad son los más altos, aunque hay importantes diferencias en algunas especies (Tabla 11.4).

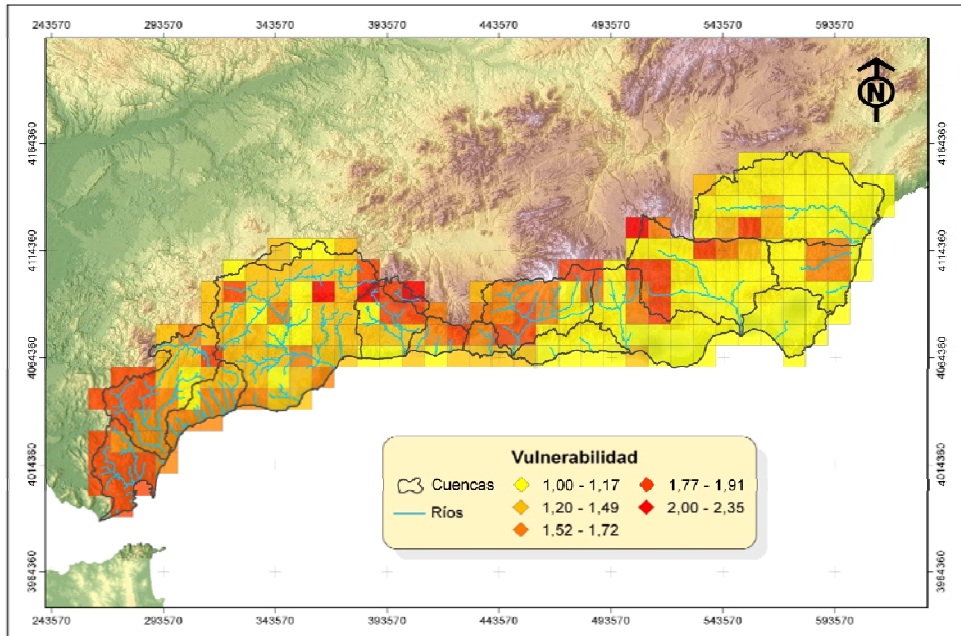


Fig. 12.3 Valor de Vulnerabilidad específica de anfibios en las cuadrículas UTM 10x10 km del DHM.

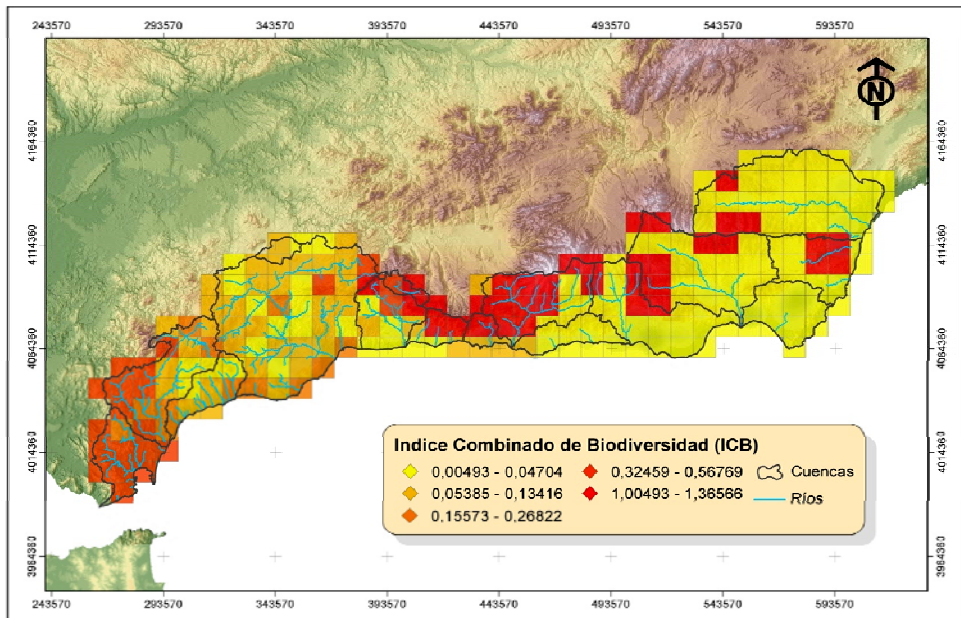


Fig. 12.4 Valor de ICB específico de anfibios en las cuadrículas UTM 10x10 km del DHM.

Tabla 12.4 Número de cuadrículas UTM 10x10 km en las que están presentes las diferentes especies de anfibios de DHM dentro de las 43 cuadrículas con mayor valor para los diferentes criterios utilizados (Riqueza, Rareza, Vulnerabilidad e ICB).

Especie	Número de cuadrículas UTM 10x10 km			
	Riqueza	Rareza	Vulnerabilidad	ICB
<i>Pleurodeles walt</i>	25	8	18	11
<i>Salamandra salamandra</i>	33	6	19	9
<i>Triturus pygmaeus</i>	19	7	20	10
<i>Alytes dickhilleni</i>	3	35	25	35
<i>Discoglossus jeanneae</i>	34	19	29	22
<i>Pelobates cultripes</i>	7	7	5	5
<i>Pelodytes ibericus</i>	34	9	20	11
<i>Bufo bufo</i>	43	38	40	39
<i>Bufo calamita</i>	27	31	31	34
<i>Hyla meridionalis</i>	34	12	24	14
<i>Pelophylax perezi</i>	43	38	42	40
Media	27,5	19	24,8	21

12.3.2.- Macrófitos y Macroinvertebrados amenazados

En las 17 cuadrículas UTM 10x10 Km con presencia de especies de macrófitos amenazados se observan dos tendencias geográficas, una hacia la desembocadura de los ríos y otra hacia las partes altas de las cuencas de los ríos (Fig. 12.6).

Las 35 cuadrículas con presencia de especies de macroinvertebrados acuáticos amenazados, son más abundantes en las zonas central y occidental del DHM, desde la cuenca del río Guadalfeo hacia el oeste (Fig. 12.7).

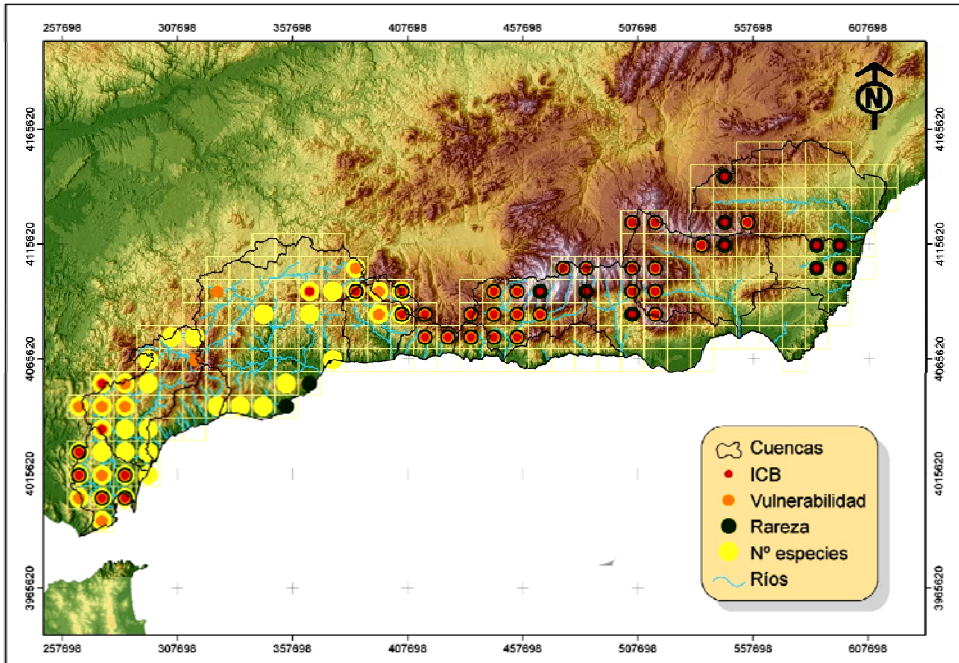


Fig. 12.5 Mapa de distribución de las 43 cuadrículas UTM 10x10 km con mayor valor para anfibios de los diferentes criterios utilizados (riqueza, rareza, vulnerabilidad e ICB).

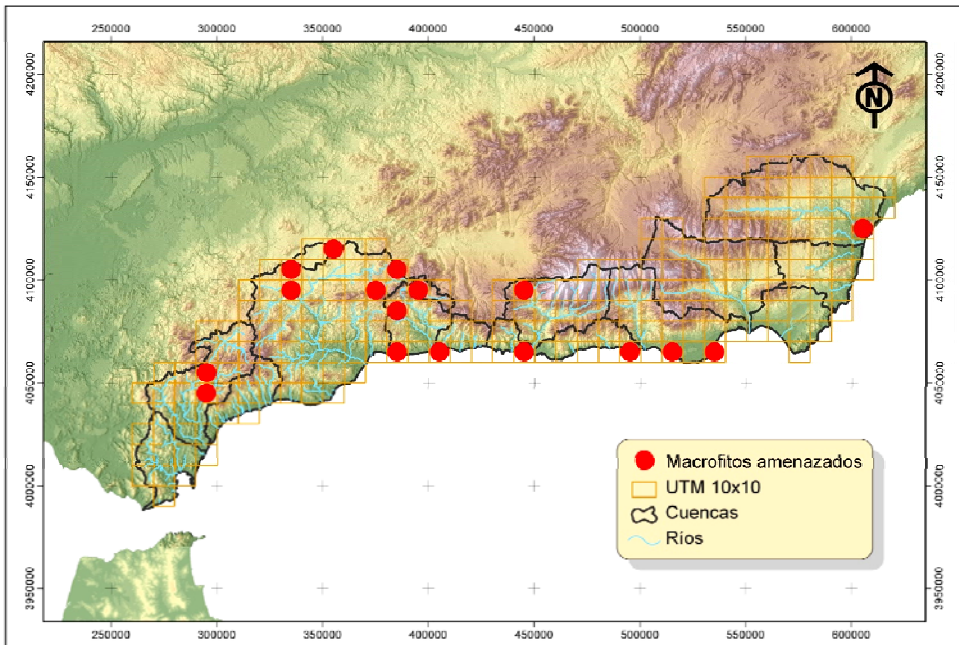


Fig. 12.6 Mapa de distribución por cuadrículas 10x10 km, de las especies de macrófitos con algún grado de amenaza presentes en el DHM.

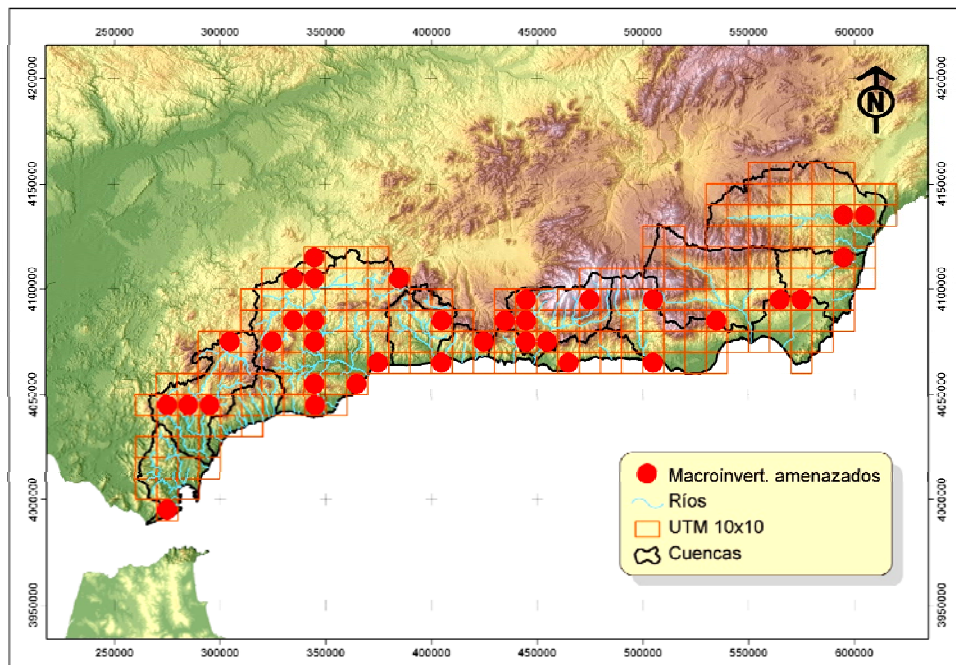


Fig. 12.7 Mapa de distribución por cuadrículas 10x10 km, de las especies de macroinvertebrados acuáticos con algún grado de amenaza presentes en el DHM

12.3.3.- Propuesta de Lugares Singulares

Los 30 Lugares Singulares propuestos están referenciados a las cuencas hidrográficas porque son las unidades de gestión del agua (Tabla 12.5). Son en su mayoría montes o sierras, pero no se han definido límites porque no es objeto de este estudio realizar la delimitación, sino recopilar y analizar la información que los sustenta, y justificar con bases científicas su singularidad.

Debido a la abundancia de información que contiene el mapa de localización de Lugares Singulares propuestos, se ha decidido fraccionarlo en 16 mapas, que se corresponden con las cuencas presentes en el DHM (Figuras 12.8 hasta 12.23).

Tabla 12.5 Relación de Lugares Singulares propuestos en el DHM, con el número de puntos muestreados cuya valoración es media o alta (Capítulo 11), y número de cuadrículas con otros indicadores.

Cuencas	Lugares Singulares	Nº puntos con valoración alta >16	Nº puntos con valoración media 11-15	Nº cuadrículas ICB	Nº cuadrículas Macrófitos	Nº cuadrículas Macro-invertebrados
Almanzora	1: Sierra de Filabres Norte	1	1	2	-	-
	2: Sierra de Lúcar	-	3	1	-	-
	3: Sierra de Las Estancias	-	4	-	-	-
Aguas	4: Sierra de Cabrera	-	2	2	-	1
Campo de Níjar	5: Sierra de Alhamilla	-	1	-	-	2
	6: Cabo de Gata - Níjar	-	1	-	-	-
Andarax	7: Sierra de Filabres Sur	1	1	2	-	-
	8: Sierra Nevada Almeriense	4	15	4	-	1
	9: Sierra de Gádor	1	2	1	-	1
Adra y Campo de Dalías	10: S.Nevada – Alpujarra Oriental	4	10	2	-	-
	11: Humedales Litoral Almeriense	1	2	-	3	1
Albuñol	12: Charca Suárez	1	-	-	1	1
Guadalfeo	13: S.Nevada–Alpujarra Occidental	8	21	5	1	1
	14: Sierra de Los Guájares	3	10	4	-	3
Verde	15: Cabecer del Río Verde	1	2	1	-	1
Algarrobo -Torrox	16: Sierra Tejada y Almirajara	1	3	3	-	1
Vélez	17: Sierra Tejada Occidental	2	3	2	-	1
	18: Sierra de Alhama - La Viñuela	3	2	-	1	-
	19: Los Alazores	2	4	1	1	-
Zafarraya	20: Nacimientos de Parrica	1	2	2	-	1
	21: Llanos de Zafarraya	1	2	1	1	-
Fuente de Piedra	22: Cerro del Palo	1	3	-	2	2
Guadalhorce	23: Torcal de Antequera	-	3	1	1	-
	24: Serranía de Ronda	1	3	-	-	1
	25: Cerro de La Dehesa	1	1	-	-	-
Verde - Guadalmansa	26: Río Verde	1	2	-	-	-
	27: Arroyo de La Jornada	1	1	-	-	-
Guadiaro	28: El Colmenar	3	4	1	-	2
	29: Río Hozgarganta	5	5	1	-	1
Guadarranque - Palmones	30: Los Alcornocales	-	6	2	-	-

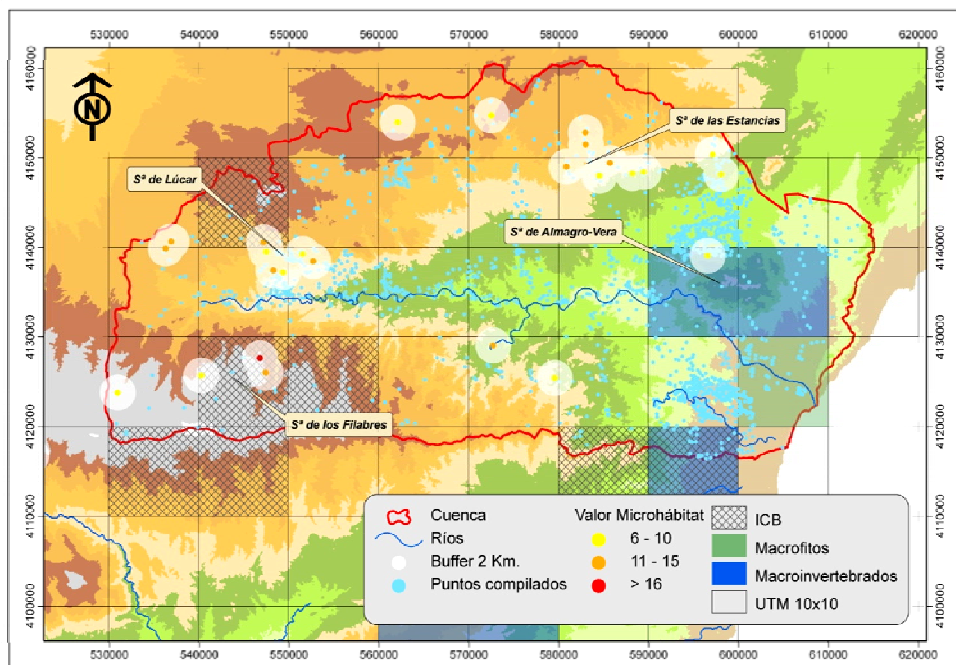


Fig. 12.8 Mapa de la cuenca del río **Almazora** con la distribución de los puntos muestreados y sus 3 Lugares Singulares. Además se señala la Sierra de Almagro y Vera por tratarse de un lugar con presencia de macroinvertebrados amenazados.

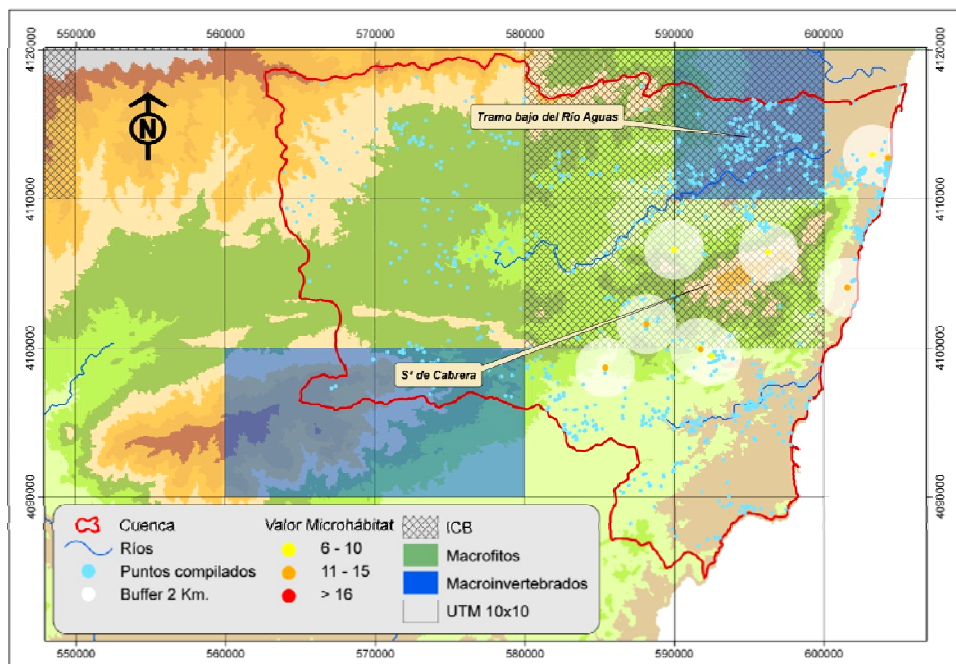


Fig. 12.9 Mapa de la cuenca del río **Aguas** con la distribución de los puntos muestreados y su Lugar Singular. Además se señala el tramo bajo del río Aguas por la presencia de cuadrículas con ICB alto y macroinvertebrados amenazados.

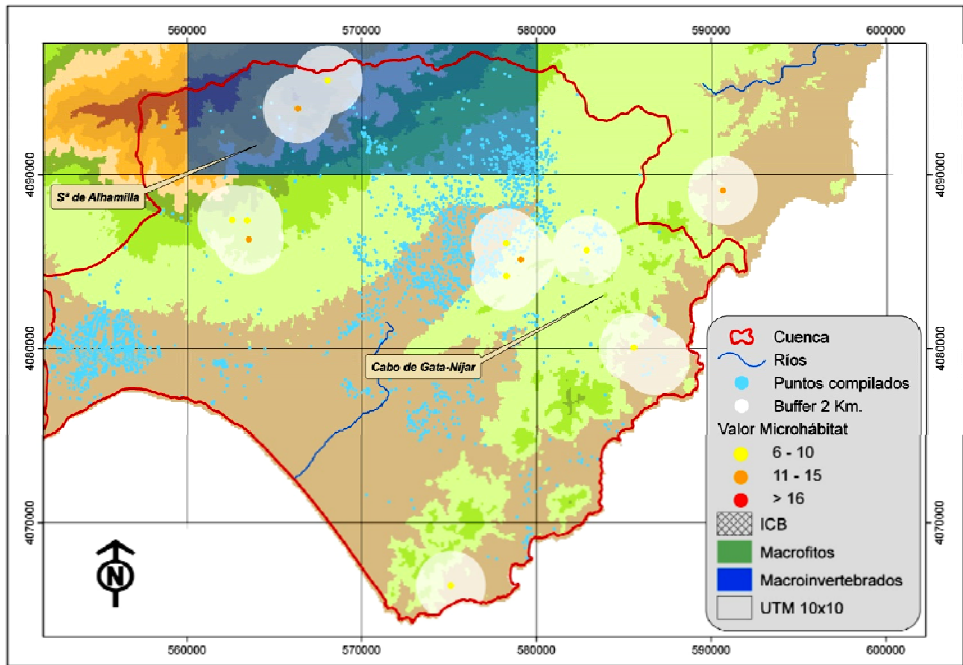


Fig. 12.10 Mapa de la cuenca del **Campo de Níjar** con la distribución de los puntos muestrados y sus dos Lugares Singulares.

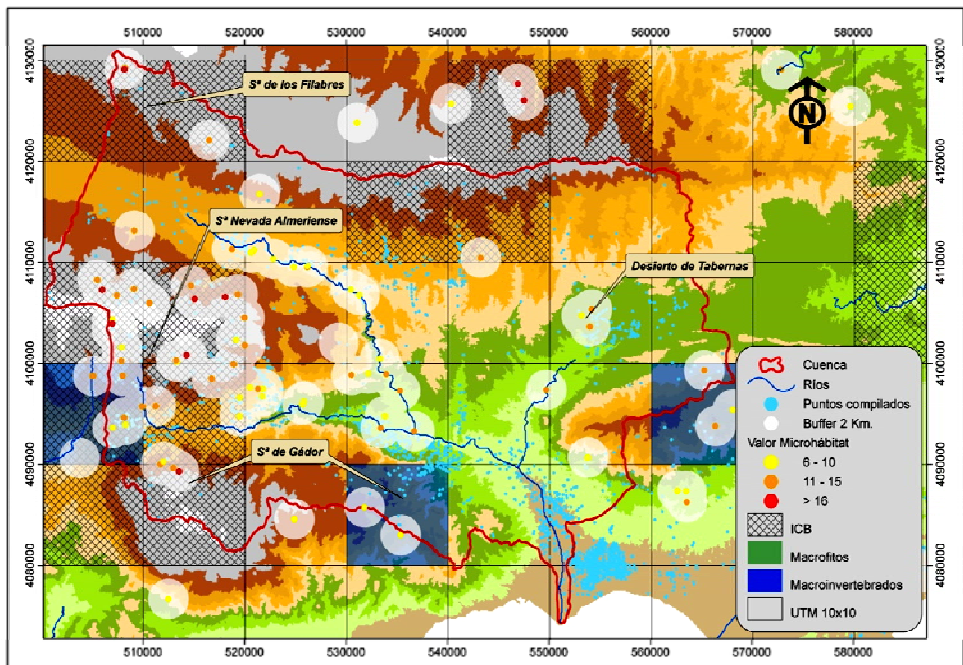


Fig. 12.11 Mapa de la cuenca del río **Andarax** con la distribución de los puntos muestrados y sus tres Lugares Singulares. Además se señala el Desierto de Tabernas por tener puntos con valoración media.

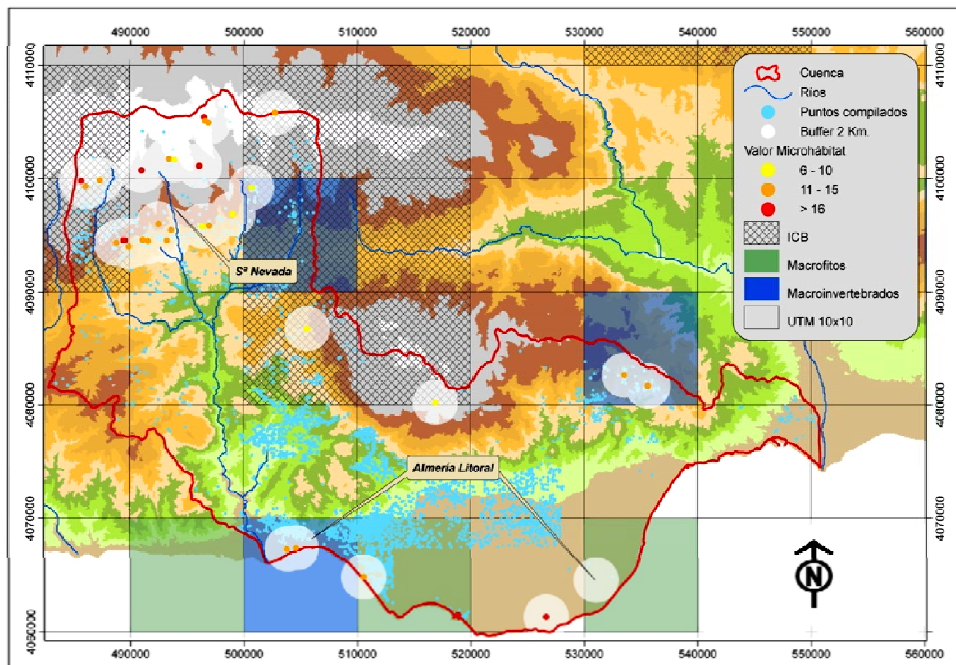


Fig. 12.12 Mapa de la cuenca del río Adra y Campo de Dalías con la distribución de los puntos muestreados y sus dos Lugares Singulares.

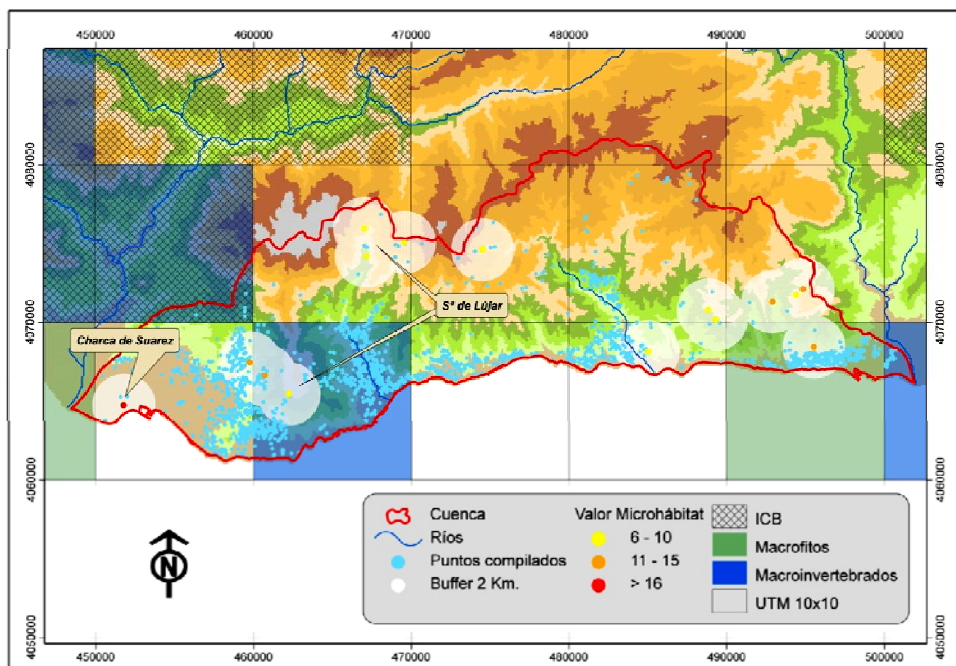


Fig. 12.13 Mapa de la cuenca de Albuñol con la distribución de los puntos muestreados y la situación del Lugar Singular. Además se señala la Sierra de Lújar por la presencia de macroinvertebrados amenazados y de puntos con valoración media y baja.

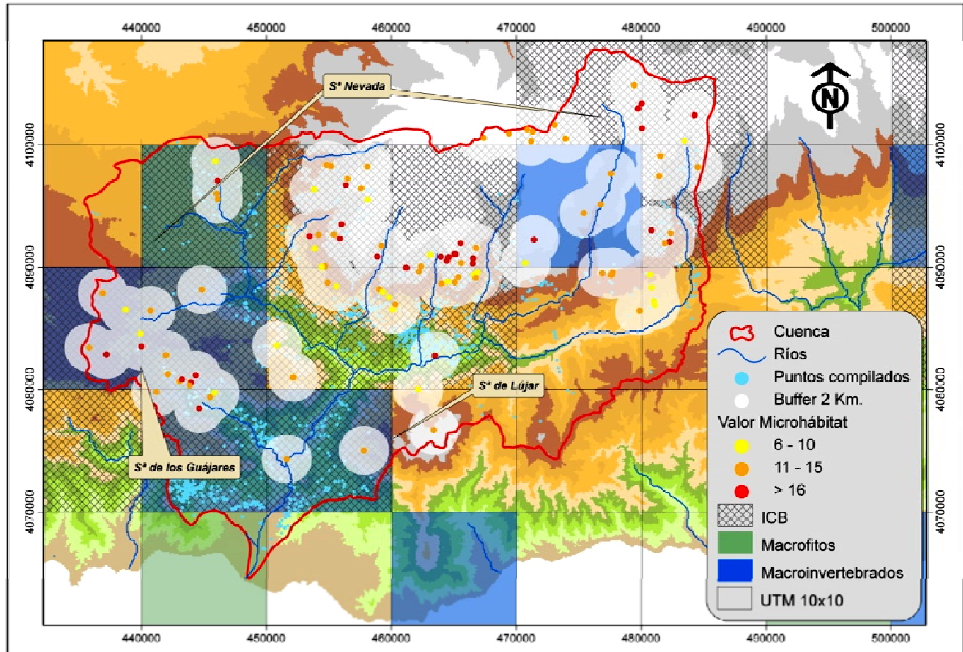


Fig. 12.14 Mapa de la cuenca del río **Guadalfeo** con la distribución de los puntos muestrados y sus dos Lugares Singulares. Además se señala la Sierra de Lújar por tener puntos de valoración media y presencia de macroinvertebrados.

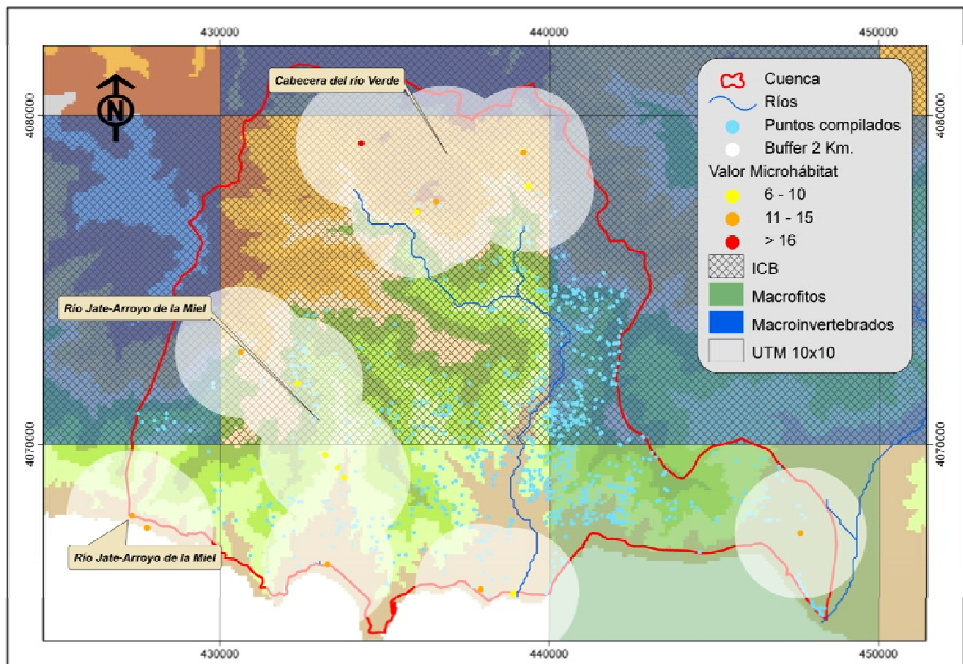


Fig. 12.15 Mapa de la cuenca del río **Verde** con la distribución de los puntos muestrados y la situación de su Lugar Singular. Además se señala el río Jate y Arroyo de la Miel por tener puntos de valoración media y baja, y situarse en una cuadrícula con ICB.

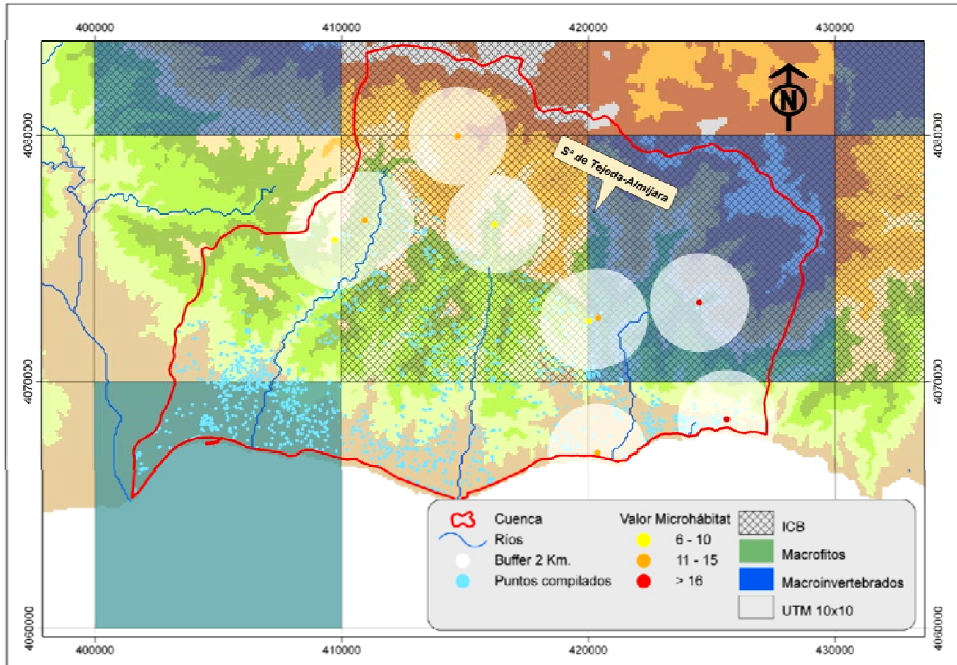


Fig. 12.16 Mapa de la cuenca **Algarrobo - Torrox** con la distribución de los puntos muestrados y la situación de su Lugar Singular.

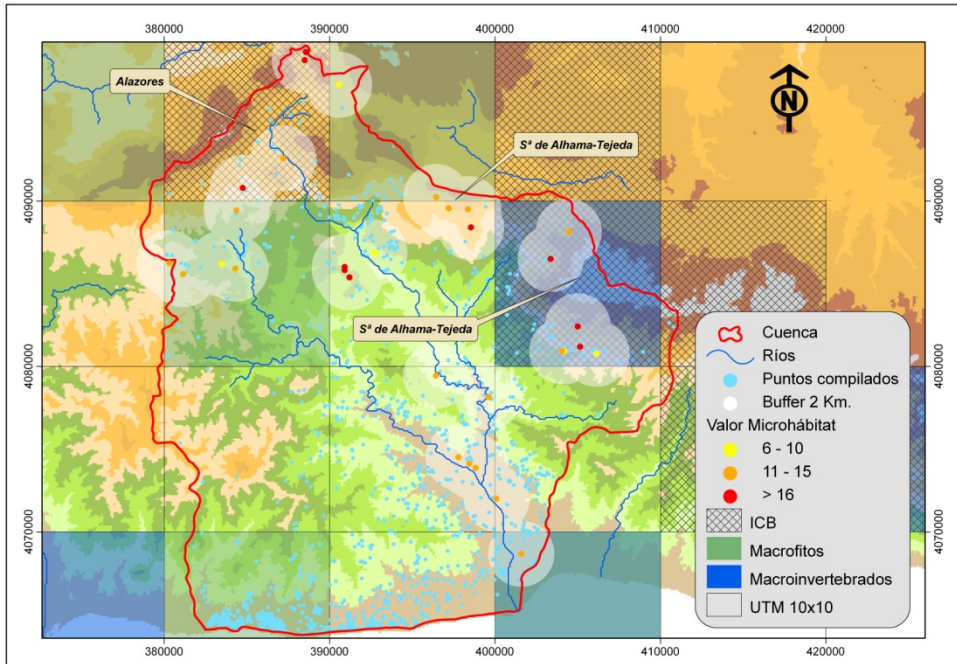


Fig. 12.17 Mapa de la cuenca del río **Vélez** con la distribución de los puntos muestrados y de sus tres Lugares Singulares.

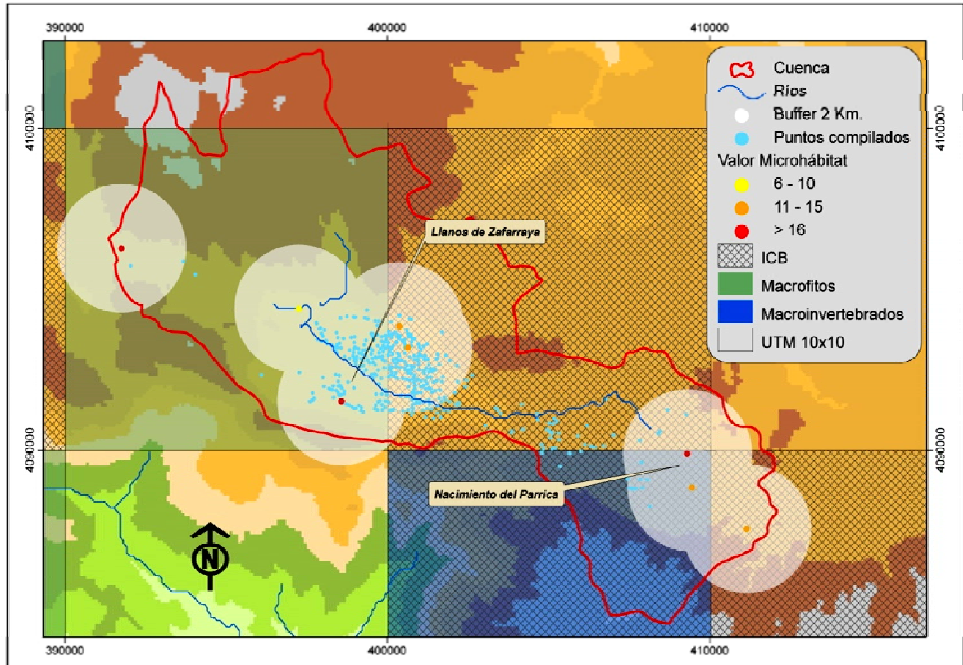


Fig. 12.18 Mapa de la cuenca de **Zafarraya** con la distribución de los puntos muestreados y de sus dos Lugares Singulares.

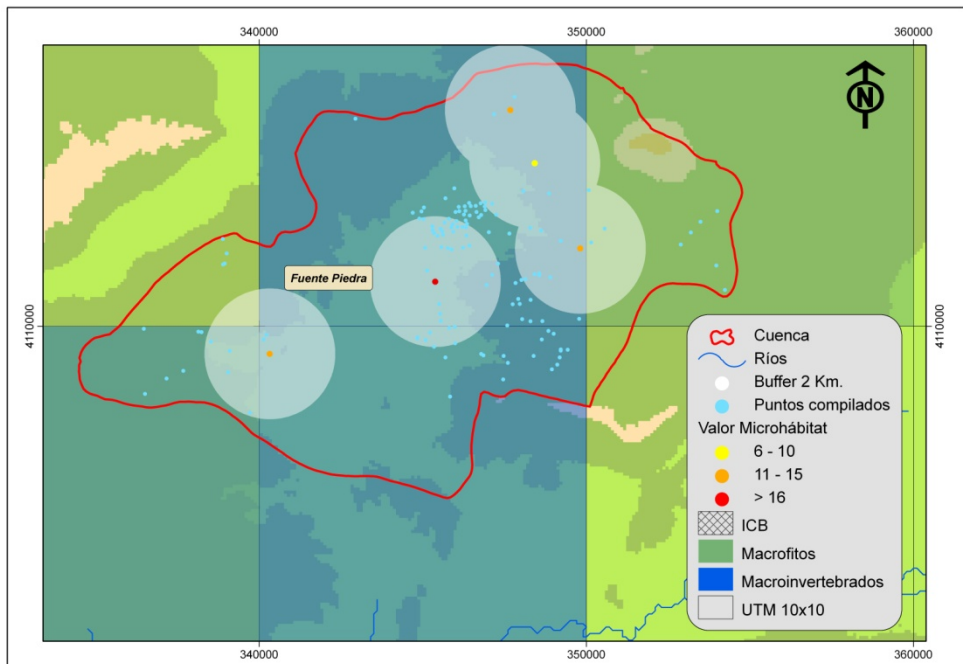


Fig. 12.19 Mapa de la cuenca de **Fuente de Piedra** con la distribución de los puntos muestreados y situación del Lugar Singular.

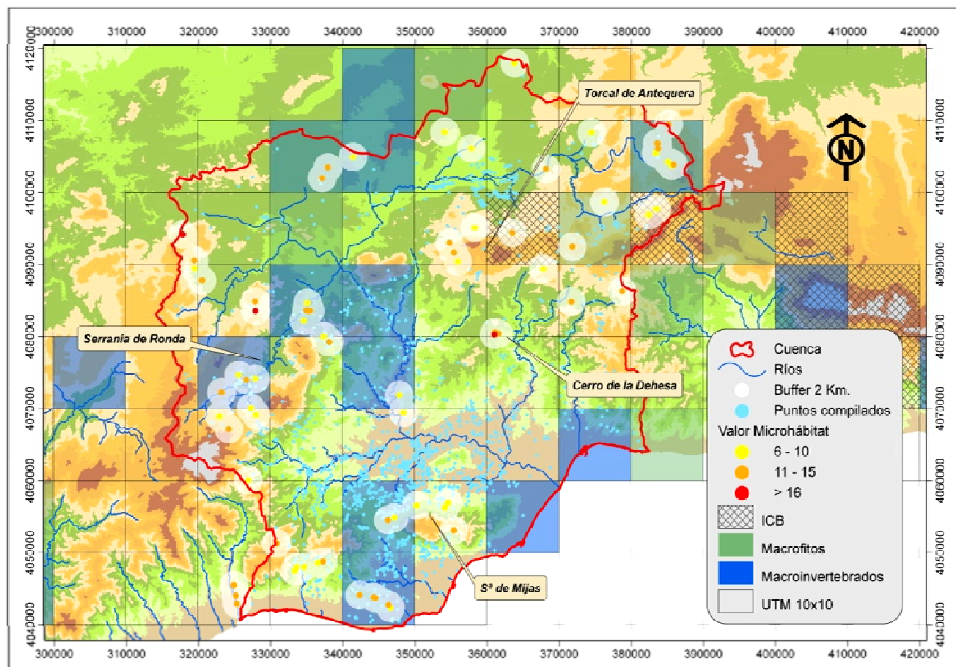


Fig. 12.20 Mapa de la cuenca del río **Guadalhorce** con la distribución de los puntos muestreados y de sus tres Lugares Singulares. Además se señala la Sierra de Mijas por tener puntos de valoración media y presencia de macroinvertebrados.

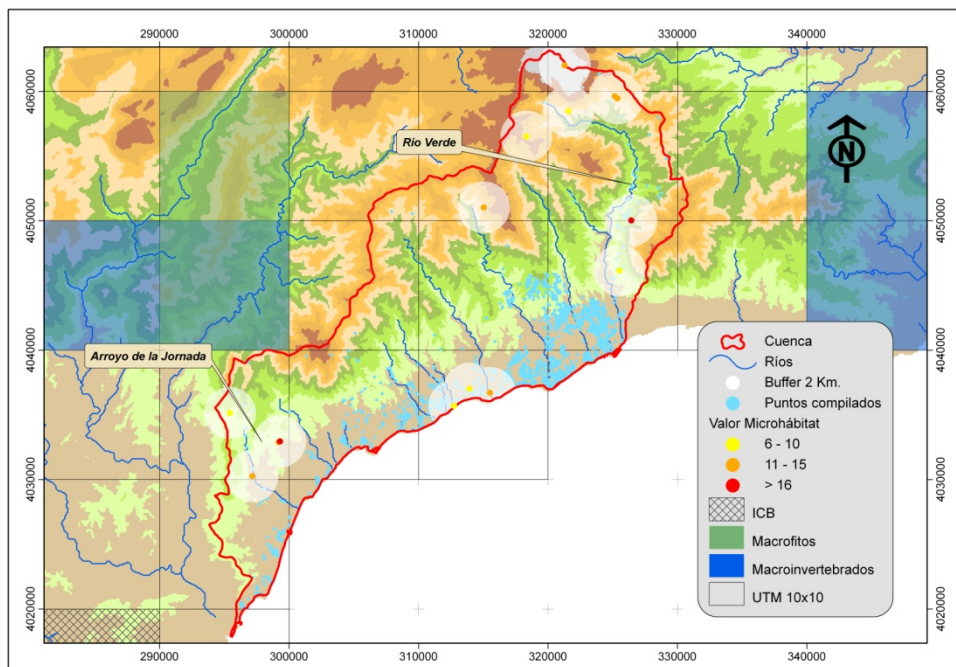


Fig. 12.21 Mapa de la cuenca del río **Verde - Guadalmansa** con la distribución de los puntos muestreados y de sus dos Lugares Singulares.

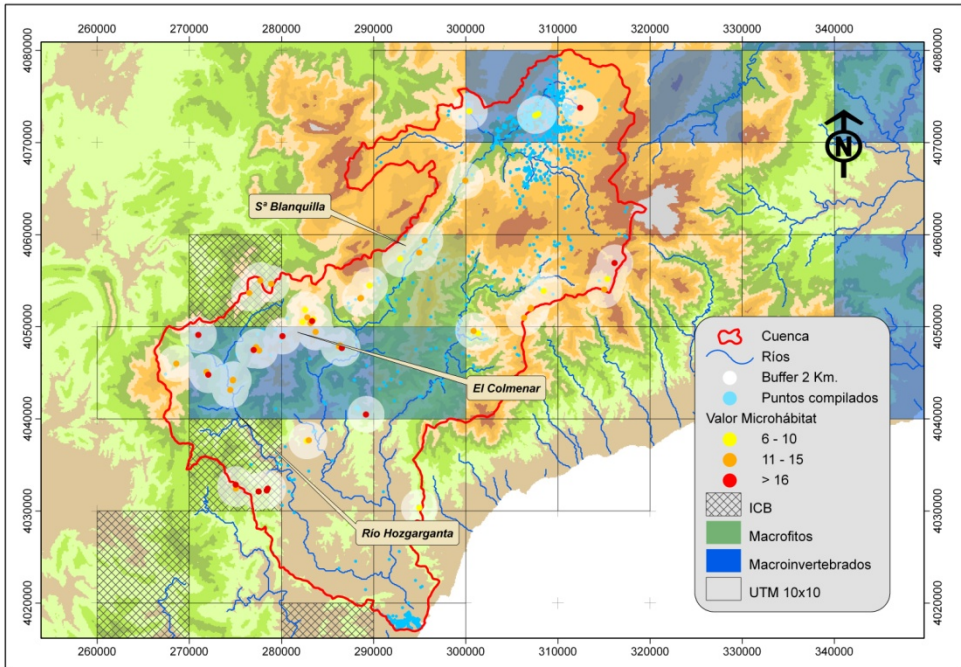


Fig. 12.22 Mapa de la cuenca del río **Guadiaro** con la distribución de los puntos muestreados y de sus Lugares Singulares. Además se señala Sierra Blanquilla por tener puntos de valoración media.

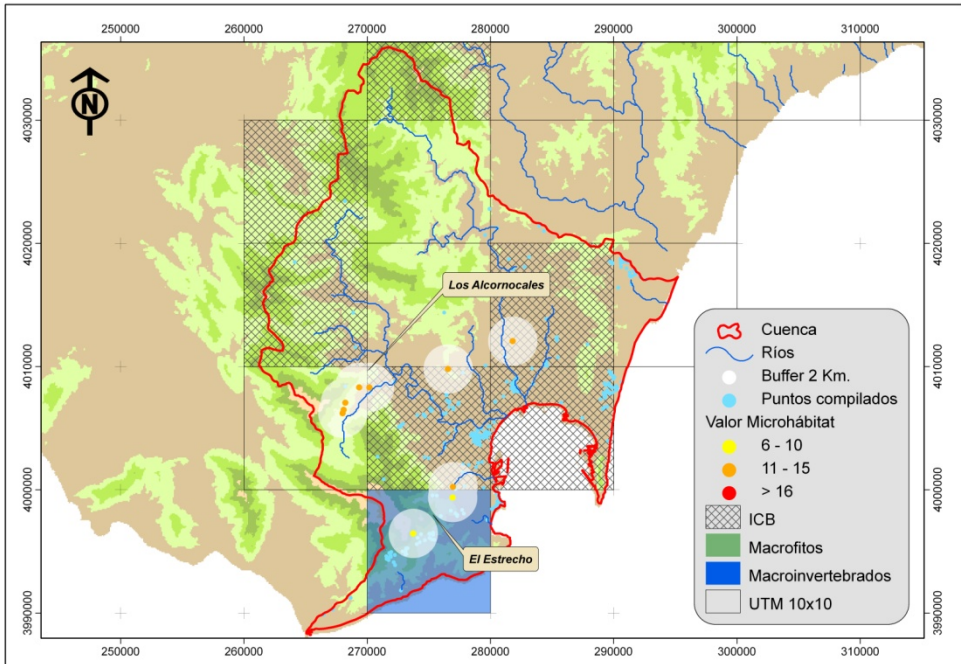


Fig. 12.22 Mapa de la cuenca del río **Guadarranque - Palmones** con la distribución de los puntos muestreados y la situación de su Lugar Singular. Además se señala la zona del Estrecho de Gibraltar por tener puntos de valoración media, presencia de macroinvertebrados, y cuadrículas con ICB.

Parte del capítulo 13 ha sido publicado en la revista Conservation Genetics y su referencia es:

Dias G, Beltrán JF, Benítez M, Tejedo M, González-Miras E, Ferrand N, Gonçalves H (2015) Limited gene flow and high genetic diversity in the threatened Betic midwife toad (*Alytes dickhilleni*): evolutionary and conservation implications. Conservation Genetics 16: 459-476.

13.- Propuestas de conservación. El caso de *Alytes dickhilleni*

13.1. Introducción

Los ecosistemas de agua dulce se encuentran entre los más amenazados del mundo (Saunders et al. 2002). La protección de la diversidad debe hacerse desde la protección de los hábitats, y especialmente en el caso de los anfibios (Marsh y Trenham 2001).

Muchas de las especies de anfibios son incapaces de recolonizar áreas después de extinciones locales, debido a limitaciones fisiológicas, su relativa baja movilidad y la filopatría de los anfibios (Blaustein et al. 1994). Si a estas limitaciones se les suman la destrucción y alteración de hábitats y la situación vulnerable de algunas especies, como es el caso de *A. dickhilleni*, el problema se agrava y merece un estudio más detallado.

El estado de conservación de *A. dickhilleni* es delicado, debido a la pérdida de hábitats reproductivos y a la fragmentación de sus poblaciones. Es una especie reconocida por la IUCN (2015) con la categoría Vulnerable (Tabla 4.4), e incluida en la Lista EDGE (Evolutionarily Distinct and Globally Endangered) de la Sociedad Zoológica de Londres como una de las 100 especies de anfibios más amenazadas del mundo.

Un monográfico reciente realizado por una treintena de investigadores (Bosch y González-Miras 2012), en el que se actualiza la situación de la especie, reconoce estas mismas amenazas, además del riesgo de la quitridiomycosis. Esta enfermedad emergente producida por el hongo patógeno *Batrachochytrium dendrobatidis*, es una de las causas principales del declive generalizado de los anfibios en todo el mundo.

El estudio genético de las poblaciones de la Sierra de Cazorla, recogido en este monográfico, pone de manifiesto la alta diversidad genética y la existencia de cierta conectividad y dispersión entre poblaciones (Albert et al.

2010). Sin embargo en el resto del área de distribución de la especie los datos genéticos de los que se dispone son escasos aunque apuntan a una separación entre poblaciones (Tejedo et al. 2003).

Ante este hueco de información era preciso ampliar el estudio genético a toda el área de distribución, para comprobar el estado de sus poblaciones y poder así incidir en las zonas más desprotegidas con las medidas adecuadas. La diversidad genética de poblaciones es un factor determinante para la conservación de una especie ya que facilita la capacidad de respuesta ante cambios ambientales profundos (Johansson et al. 2005).

Es una de las especies mejor adaptadas a las infraestructuras acuáticas tradicionales ya que en ellas encuentra aguas permanentes para completar su largo desarrollo larvario (Egea-Serrano et al. 2006a). Además la calidad de estas aguas normalmente asociadas a manantiales, suele ser buena. El problema estriba en el modo de gestión de estas aguas, con vaciados y limpiezas frecuentes. Las medidas de conservación deben ir dirigidas al manejo apropiado, mantenimiento, adecuación y restauración de estos hábitats.

Existen trabajos previos sobre adaptación de infraestructuras acuáticas al uso de los anfibios. En algunos casos son actuaciones puntuales realizadas por ayuntamientos o por asociaciones ciudadanas. Pero merecen citarse los trabajos de Sancho y Lacomba (2010) en la Comunidad Valenciana, y los de González-Mirás et al. (2012a) en la Comunidad Andaluza. Ambos se han realizado en ambientes mediterráneos en los que se han llevado a cabo actuaciones directas en el medio natural, restaurando pilones, fuentes, estanques, construyendo nuevas charcas, etc.

13.2. Metodología

Análisis genéticos

Basándonos en la investigación de Dias et al. (2015), sobre la genética de las poblaciones de *A. dickhilleni* en toda su área de distribución,

explicaremos la problemática de la especie en el área de estudio. La metodología llevada a cabo se explica en el artículo citado (apéndice V), pero podemos destacar algunos aspectos que se especifican a continuación.

La obtención de ADN se hizo a partir del tejido de la cola de las larvas, usando el protocolo del método EasySpin® Genomic DNA Tissue Kit (Qiagen, Hilden, Germany). Los 490 ejemplares genotipados procedían de 78 localidades de reproducción (Tabla 13.1).

Para el análisis del ADN mitocondrial se contó con las investigaciones previas realizadas por Arévalo et al (1994), Gonçalves et al. (2007) y Maia-Carvalho et al. (2014). Para la obtención de microsatélites, se consideraron los obtenidos por Albert et al. (2010) para esta misma especie, y se realizaron diversos ensayos en la genoteca del género *Alytes* hasta conseguir 20 microsatélites entre los 490 individuos. Las secuencias de ND4 y microsatélites se publicaron en la base de datos del GenBank (Agata et al. 2011).

Para la distribución de la variación genética se realizó un análisis de correspondencia factorial con el programa GENETIX versión 4.05 (Belkhir et al. 2004). Y para el estudio de la estructura poblacional se usó un algoritmo Bayesiano con el programa STRUCTURE versión 2.1 (Pritchard et al. 2000)

Diseños de restauración

Durante los muestreos se tomó nota de las medidas de mejora que necesitaba cada punto (Tabla 13.1). En este capítulo nos hemos centrado en la tipología de hábitat acuático más usado por *A. dickhilleni*, en el área de estudio.

Se ha utilizado el programa de diseño AutoCAD 2010 versión 18, para diseñar las adaptaciones recomendables en los sistemas de almacenamiento de agua.

Tabla 13.1 Localidades de muestreo incluidas en el área de estudio (a excepción de las sombreadas en gris); denominación de cada población (Nº), tamaño de muestra (n) y entre paréntesis el nº de haplotipos con ND4.

Localidad	Latitud (N)	Longitud (E)	Nº	n	ND4 haplotipos	GenBank nº adhesión
Fte. La Alcauca, S. Tejeda	36°56'3"	4° 4'25"	1	1(1)	Ha19	KP036335
Fte. La Rabita, S. Tejeda	36°52'53.4"	4° 4'1.2"	2	10(2)	Ha19	KP036353; KP036354
Fte. La Rahige, S. Tejeda	36°52'18"	4°3'52"	3	1	-	
Tacita de Plata, S. Tejeda	36°54'7.2"	4°1'17.4"	4	6	-	
Fuente Borriqueros, S. Almirajara	36°51'42.4"	3°57'24.5"	5	9(1)	Ha12	KP036352
Pozo Batán, S. Alhama	36°47'44.9"	3°53'32.3"	6	5(3)	Ha8, Ha19(n = 2)	KP036351; KP036349; KP036350
Fuente del Esparto, S. Alhama	36°48'5"	3°50'49"	7	6	-	
Fte. del Cañuelo, S. Albuñuelas	36°53'22"	3°42'21"	8	3(1)	Ha20	KP036374
Fte. del Arriero, S. Albuñuelas	36°52'44"	3°40'27"	9	10	-	
Alberca de la Toba, S. Albuñuelas	36°53'38.5"	3°40'29.0"	10	5(2)	Ha20, Ha21	KP036346; KP036345
Cortijo Buenavista, S. Albuñuelas	36°53'16.3"	3°39'9.2"	11	3	-	
Cortijo Majadillas, S. Albuñuelas	36°52'10"	3°37'46"	12	1	-	
Rio Albuñuelas, S. Albuñuelas	36°54'54"	3°39'44"	13	10	-	
Collado del Lobo, S. Albuñuelas	36°55'13.6"	3°40'01"	14	2	-	
Barranco Dña. María, S. Albuñuelas	36°56'3"	3°42'32"	15	2(2)	Ha19	KP036341; KP036342
Conchar, S. Nevada occidental	36°58'21"	3°35'6"	16	4(2)	Ha19	KP036358; KP036363
Fte. Ermita Vieja, S. Nevada	37°2'45"	3°33'36"	17	2(2)	Ha16, Ha19	KP036333; KP036334
Las Plomeras, S. Gádor	36°56'14"	2°52'47"	18	9	-	
Fuente Boliches, S. Gádor	36°56'58"	2°50'56"	19	19(1)	Ha1	KP036377
Bonaya, S. Nevada	37° 2' 7"	2°54'41"	20	8(3)	Ha1(n = 2), Ha7	KP036355; KP036357; KP036356
La Gabiarra, S. Nevada	37°4'26.7"	2°55'22.5"	21	9(1)	Ha1	KP036332
Fuente Fabrega, S. de Filabres	37°14'45"	2°23'48"	22	13	-	
El Calvario, S. de Filabres	37°15'35"	2°27'11"	23	7	-	
Fte. Los Gayubares, S. de Filabres	37°16'46"	2°27'54"	24	1	-	
Fte. La Rosariera, S. de Filabres	37°17'39"	2°28'19"	25	2(2)	Ha1	KP036330; KP036331
Fte. Barrano Negro, S. de Filabres	37°14'14"	2°32'49"	26	8	-	
Fte. El Pollo, S. de Filabres	37°14'13"	2°46'13"	27	10	-	
El Prado, S. de Filabres	37°14'39"	2°48'58"	28	10	-	
Canaleja Alta, S. de Baza	37°23'55"	2°50'30"	29	2	-	
Pozo de la Nieve, S. de Baza	37°22'44.2"	2°51'30.3"	30	10	-	
Puerto las Palomas, S. de Baza	37°22'9.2"	2°50'54.5"	31	11	-	
El Cascajal, S. de Baza	37°21'12"	2°52'1"	32	2	-	
Fuente de la Fonfría, S. de Baza	37°22'11.7"	2°52'17.9"	33	14(2)	Ha1, Ha9	KP036343; KP036384
Rambla de Baúl, S. de Baza	37°23'31"	2°53'28"	34	3(2)	Ha5, Ha6	KP036382; KP036383
La Fraguara, S. de Baza	37°18'29"	2°54'32"	35	1	-	
Cortijo del Ciervo, S. de Baza	37°18'29"	2°54'32"	36	10	-	
Cortijo Ladihonda, S. de Baza	37°19'24"	3°1'28"	37	1(1)	Ha6	KP036338
Cortijo del Perú, S. de Baza	37° 24'20"	2°59'33"	38	12	-	
Fte. Poveda, S. de Lucar	37°24'46"	2°27'54"	39	21(1)	Ha1	KP036359

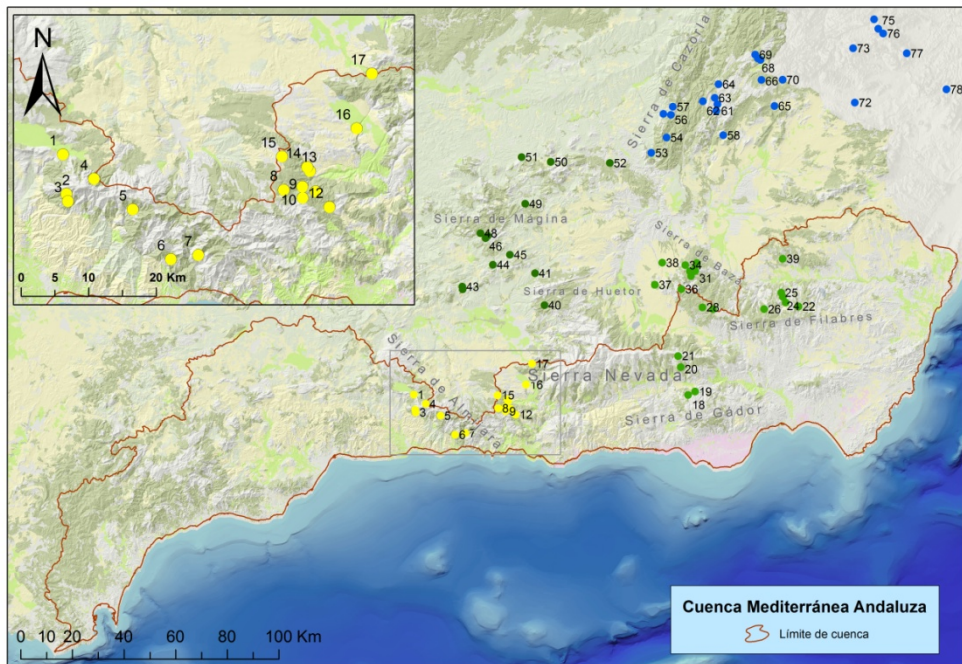
13.3. Resultados

13.3.1.- Estructura genética de las poblaciones

Se obtuvo un solo fragmento del gen mitocondrial ND4 que amplificó bien en 65 individuos de 38 localidades distribuidas por todo el área. El análisis mitocondrial generó 23 haplotipos (Tabla 13.1).

Los resultados del análisis Bayesiano muestran cuatro grupos de haplotipos distribuidos geográficamente en las zonas este, oeste, noreste y suroeste (Fig. 13.1). Pero sólo el grupo de poblaciones del suroeste (Sierras de Tejada, Alhama, Almjara, Albuñuelas y extremo occidental de Sierra Nevada) resultó monofilético.

Fig. 13.1 Localización de los puntos de muestreo y su numeración según la tabla 13.1, con ampliación de la zona suroeste.



Tanto la secuencia de ND4 como los microsatélites han mostrado una alta diversidad genética. El análisis con microsatélites detecta una estructura genética marcada y diferenciada entre poblaciones. Además el flujo génico que se obtuvo entre los cuatro grupos poblacionales era bajo.

13.3.2.- Propuesta de gestión y restauración de microhábitats

El manejo de las infraestructuras usadas por *A. dickhilleni* genera dos problemas fundamentales: el reglado de la limpieza y los vaciados y el mantenimiento adecuado que garantice el aporte de agua (Fig. 13.2). El uso de las albercas suele ser el regadío, por eso en época de riego se vacían frecuentemente arrastrando con ello las larvas. El problema debe concretarse en aquellos lugares claves para esta especie, por escasez de ejemplares en esa población, separación con respecto a otras, dependencia del punto de agua a falta de otros cercanos, etc. Una vez priorizado el lugar se debe negociar con los propietarios en el caso de tratarse de propiedad privada. En caso de propiedades públicas, se trataría de poner en antecedentes a los gestores del territorio para que tomen las medidas necesarias en aplicación de la normativa de protección correspondiente. En cualquier caso las limpiezas de estos medios deben hacerse en época no reproductiva para no perjudicar o eliminar las larvas

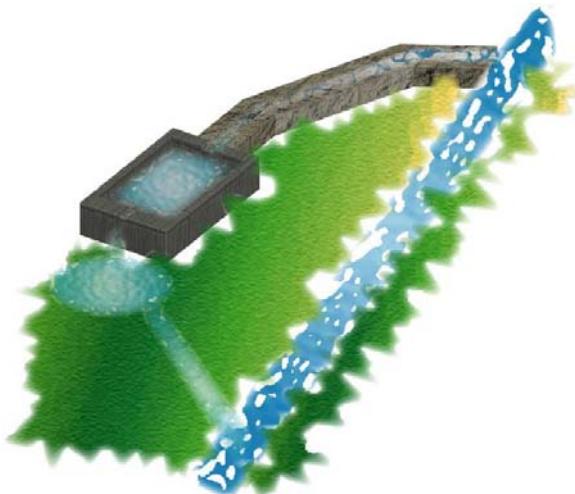


Fig. 13.2 Propuesta de recuperación de canalizaciones de antiguos estanques.

Uno de los tipos de estanques más comunes en los montes son los que tenían un uso forestal. Actualmente se encuentran en muchos casos abandonados, pero su recuperación puede ser fácil, puesto que están

situados junto a arroyos de los que se abastecen y a los que retorna de nuevo el agua (Fig. 13.2).

La construcción de estructuras de entrada y salida de los hábitats acuáticos artificiales es la medida más urgente y efectiva (Fig. 13.3). Como puede verse en la tabla 13.1, la mayoría de las poblaciones del área de estudio están ligadas a fuentes, y junto a ellas hay abrevaderos y estanques, que carecen de rampas.

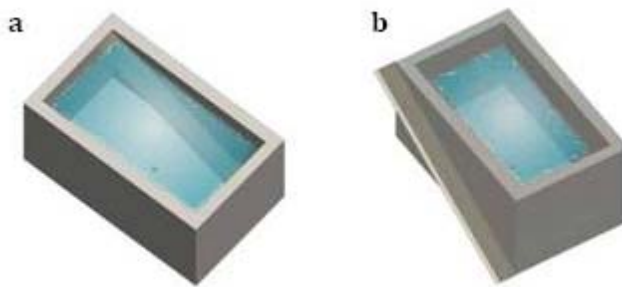


Fig. 13.3 Accesos de salida (a) y entrada (b) a estanques y abrevaderos.

En estas infraestructuras el gran problema es la gestión del agua. Con algunas ideas para evitar el vaciado total del estanque se podría subsanar parcialmente, al menos mientras haya larvas en el estanque (Fig. 13.4).

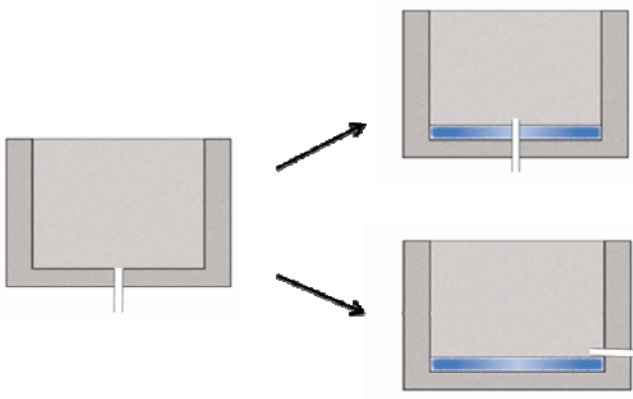


Fig. 13.4 Opciones para evitar el vaciado completo de los estanques.

Las nuevas infraestructuras son inaccesibles para el sapo partero bético y en algunos lugares son los únicos puntos de agua que han quedado. Para hacer su uso compatible pueden remodelarse incorporando algunos elementos. A falta de lugares naturales, las balsas de plástico se han convertido también en hábitats reproductivos, pero cuando baja el nivel de agua, la salida se hace difícil, por eso es conveniente colocar rampas o tramos de superficies rugosas que permitan a los adultos o a los metamórficos salir (Fig. 13.5a). En los aljibes, los depósitos elevados o las balsas contra incendios, pueden disponerse pilones que se llenen con el agua sobrante (Fig. 13.5b y c).

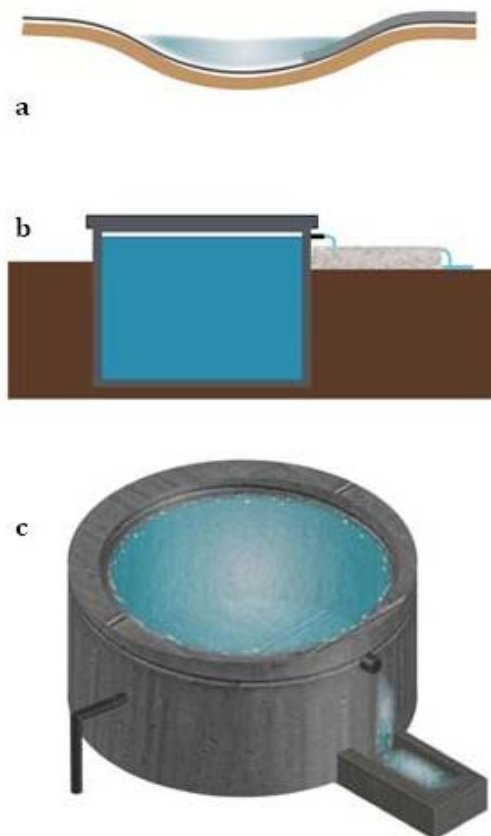


Fig. 13.5 Soluciones para adecuar las infraestructuras acuáticas al uso de los anfibios: a) colocando rampas de salida en balsas de plástico, b) colocando pilones en la salida o aliviadero de un aljibe, c) ídem en un depósito elevado.

Bloque V

Enfoque final



14.- Discusión

14.1.- Análisis previo de los datos geográficos

Tradicionalmente los atlas de anfibios se han realizado buscando previamente en los mapas puntos de agua tales como fuentes, abrevaderos, charcas, etc. Y una vez muestreados, los datos de presencia se han mostrado por cuadrículas UTM (Gracia y Pleguezuelos 1990; Real 1991; Antúnez 1993). En esta tesis también se ha realizado una búsqueda exhaustiva y selección previa de los puntos de agua, que ha sido clave para abordarla debido a la extensión y complejidad del área de estudio (MMARM 2011; CMA 2004), sin embargo, los datos se han presentado y analizado localmente.

Este método basado en el análisis estadístico de la base de datos digital de los mapas, ha sido novedoso, y con él se ha conseguido mayor efectividad en las salidas al campo favoreciendo el que se pueda abarcar un gran territorio en menor tiempo.

Sin embargo el inventario de “puntos compilados” (Tabla 7.4) resultó ser poco preciso en cuanto a la descripción de las tipologías, generando un número de puntos muy elevado pero poco ajustado a las categorías que se buscaban. Esta circunstancia está asociada a la dimensión y carácter, a veces eventual, del tipo de hábitat objeto de estudio (O’Donnell et al. 2007). Pero también a que la información mayoritaria de los mapas está relacionada con infraestructuras (pozo, cortijo, fuente, etc.)

Para adecuar la información previa a las peculiaridades de la zona (Parris 1999), se añadieron al diseño de los muestreos tipologías de hábitats acuáticos que no aparecían en la base de datos del IGN (2009), pero que eran frecuentes en el área de estudio y citadas en la bibliografía. Así mismo, el uso de topónimos, lugares de concentración de infraestructuras, presencia de cortijadas abandonadas, viejos molinos, etc, permitieron localizar hábitats acuáticos que no existían en la información cartográfica (Tabla 7.2).

La asimetría geográfica en la distribución de los puntos de agua compilados está claramente relacionada con el carácter productivo de cada comarca (Fig. 7.4). Así, la zona litoral concentra el mayor número de puntos de agua, relacionados con la actividad residencial y turística en la zona central del DHM, frente al más importante desarrollo agrario en el poniente almeriense y otras zonas orientales (CAP 2011) (Tablas: 7.1 y 7.2).

Las infraestructuras vinculadas a los puntos de agua más frecuentes fueron los estanques, aljibes o cisternas (Tabla 7.4). Los estanques y albercas eran la base de los antiguos sistemas de regadío; cada cortijo tenía su estanque y en cada zona de huertas había una alberca. Son tradicionalmente usados por los anfibios, como el sapo partero bético, que los utiliza para el desarrollo de su largo ciclo larvario (García-París 2004). Se concentran más en las provincias orientales, donde las precipitaciones son menores y la necesidad de acumular agua es mayor (Tabla 7.4).

Los manantiales constituyen hábitats importantes, a los que se asocia una vegetación hidrófila de sumo interés, así como la presencia de numerosos grupos faunísticos (García y Reques 2008). Son utilizados por los anfibios de forma permanente o temporal, especialmente el sapillo pintojo meridional (García-París 2004; Martínez-Solano 2014), sin embargo en los puntos compilados aparecen pocos (Tabla 7.4). Esto puede ser porque la mayoría están vinculados a fuentes, y esta tipología es más frecuente en la cartografía. Además los manantiales son los aliviaderos de los acuíferos y dependen de las precipitaciones (Castillo 2002; Benavente 2008), por eso hay manantiales temporales y otros que salen sólo en los años muy lluviosos (Morell 2008).

Las fuentes son formas simples de captación de los manantiales, constituyen un 1,5% del total de los puntos compilados, y son puntos a los que se asocian otras infraestructuras, como los abrevaderos, con tan solo un 0,5%, o albercas y estanques. Por su origen hidrogeológico, se ubican en zonas de montaña a media o baja ladera.

Resulta relevante la proporción tan baja de puntos compilados en montes públicos y en áreas protegidas (Tabla 7.6). Esto respalda la idea expuesta anteriormente sobre que la información mayoritaria de los mapas está relacionada con el uso antrópico. En la propiedad pública los usos del territorio, ganadero, forestal o recreativo fundamentalmente, no son intensivos, y las infraestructuras asociadas a ellos son minoritarias. Sin embargo en propiedad privada el aprovechamiento es intensivo y conlleva obras y construcciones de almacenamiento y extracción de agua que aparecen en los mapas.

Puntos muestreados

Las limitaciones del método de muestreo comienzan con la búsqueda sobre el terreno de los puntos compilados. En muchos casos no se encontraron o no se pudo llegar a ellos por diversas causas: dificultades de acceso, desaparición del punto por sequía, destrucción o abandono, construcción de puntos no aptos para la fauna, etc. La diferencia entre puntos muestreados y compilados se debe en parte al muestreo de lugares con carácter de microhábitats, no identificados en las cartografías consultadas.

La proporción de puntos muestreados en terrenos públicos y en áreas protegidas es muy alta frente a puntos compilados (Tabla 7.6 y Figs. 5 y 6). En estas zonas se encuentran aprovechamientos ganaderos y agrícolas tradicionales que son compatibles con la fauna (Brand y Snodgrass 2010). También se debe tener en cuenta, que al realizar los muestreos las dificultades de acceso eran menores.

La distribución de puntos muestreados en el territorio no es asimétrica (Fig. 4.1), como ocurría con los compilados, pero tampoco es uniforme, ya que en las zonas más intervenidas no se encontraron lugares adecuados, bien por agricultura intensiva (Campo de Dalías, Almería) o por poblamiento (alrededores de la ciudad de Málaga).

14.2.- El papel de la altitud y la situación geográfica

La riqueza de especies de anfibios sigue un gradiente longitudinal con un mayor número de especies en la zona occidental, que además es la más húmeda (CAPMA, 2012). Esta conclusión está respaldada por estudios biogeográficos previos (Antúnez et al. 1988; Real et al. 1993; Estrada et al. 2007), aunque no estaban basados en puntos concretos sino en datos por cuadrículas UTM 10x10. Sin embargo, las ubicaciones geográficas favorables para los anfibios se concentraron en dos zonas montañosas, una occidental y otra central (Fig. 8.1). En los trabajos de Real et al. (1993) y Estrada et al. (2007), se contemplaba también esta zona central con mayor riqueza de especies, pero en esta tesis se ha concretado y ampliado el área. Se trata de una zona montañosa que incluye desde las sierras de "Tejeda", "Alhama" y "Almijara" al oeste, hasta la "Sierra de Lújar" y la vertiente sur de "Sierra Nevada" al este (Fig. 8.1).

En conjunto, estos lugares favorables sugieren que las zonas de montaña ofrecen una mejor calidad y mayor abundancia de hábitats acuáticos para anfibios. Esto puede deberse a que el resto de la zona de estudio ha sido objeto de una gran modificación y degradación causadas por las actividades humanas, mientras que la fauna ha quedado relegada a los ambientes montañosos, más prístinos e inaccesible. Casi todos los lugares con mayor número de especies se situaron en zonas montañosas (Fig. 8.1).

Los hábitats adecuados en las tierras altas están ocupadas por algunas de estas especies, como *A. dickhilleni* (Egea-Serrano et al. 2006a; González-Miras et al. 2012b), que necesita para su desarrollo larvario, puntos de agua permanente, limpia, y no perturbados; o *B. spinosus*, que prefiere las zonas de alta montaña (Romero y Real 1996). La altitud entró en los modelos de estas dos especies (Tabla 8.2). Otras especies, como *H. meridionalis* y *P. perezii*, ocuparon hábitats de reproducción en altitudes medianas o bajas, aunque también se encuentran en las zonas de montaña (Figs. 8.9 y 8.10)

(Fernández-Cardenete et al. 2000). *P. perezi* ocuparon un amplio rango de altitudes (Llorente et al. 2002), que se ha podido comprobar en este trabajo donde se ha observado desde el nivel del mar hasta 2.500 m (en Sierra Nevada).

En la zona oriental, con un clima subdesértico (CMA 2011a), y por lo tanto escasez de puntos de agua naturales, se han desarrollado sin embargo los cultivos bajo plástico, que traen aparejados abundantes estanques. Las únicas especies con puntos de agua favorables aquí son *B. calamita* y *P. perezi*. Esto podría ser debido a que *B. calamita* se reproduce en charcos temporales, adaptándose a hidroperíodos muy cortos (Reques y Tejedo 2002), y *P. perezi* fue la única especie que seleccionó las balsas de plástico como hábitats acuático favorable (Tabla 8.2), siendo este el sistema de almacenaje de agua más frecuente en esta zona (Casas et al. 2012).

La temperatura fue una variable muy frecuente en los modelos (entrando en el 50%), siendo los valores más bajos los más favorables para la mayoría de las especies (1-10°C). Esto indica la predilección de los anfibios por temperaturas bajas, en parte debida a su actividad nocturna (García-París et al, 2004) pero también a su localización en zonas montañosas (Fig. 8.1), que probablemente indiquen una menor tasa de evaporación y, por tanto, mayor duración de la masa de agua.

La zona central del río Guadalhorce y la costa de Málaga y Cádiz albergaba numerosos arroyos y humedales con características óptimas para los anfibios (Real 1991; Real et al. 1993), sin embargo actualmente muchos de ellos han desaparecido, ya que son zonas muy pobladas que han sufrido un fuerte desarrollo urbanístico, agrícola e industrial. *H. meridionalis* y *P. cultripes* son las especies más afectadas, pero han adoptado estrategias distintas. La favorabilidad geográfica para *H. meridionalis* sugiere una distribución costera, en parte porque esta especie se ha adaptado bien a los nuevos cultivos de árboles tropicales que han proliferado en la costa, y cuyas características coinciden con los descritos por Sillero (2014) en los cultivos

de banana en las Islas Canarias. Sin embargo, *P. cultripes* está en declive en el área de estudio (Benítez et al. 2012), debido a que los suelos sueltos y/o arenosos que necesita para excavar (Recuero 2010), son cada vez más escasos en la zona.

14.3.- Características de los microhábitats

Para los anuros

Los microhábitats favorables para *A. dickhilleni* se caracterizaron por su buen estado de conservación, lo que concuerda con los estudios de Egea-Serrano et al. (2006a) y González-Miras et al. (2012b). La preferencia de esta especie por la altitud y las temperaturas bajas en el agua y en el aire, indica su adaptación a las zonas de montaña, donde además los hábitats acuáticos están mejor conservados. En su área favorable geográficamente ($F > 0,5$) (Fig. 9.1), donde se dan de hecho estas condiciones (Fig. 8.1), *A. dickhilleni* seleccionó otros microhábitats, como los manantiales y los abrevaderos, que suelen aportar aguas limpias y permanentes (Antúnez 1983; Gracia y Pleguezuelos 1990; Egea-Serrano et al. 2006a; González-Miras et al. 2012b).

D. galganoi jeanneae se reproduce en aguas poco profundas con vegetación helofítica para depositar la puesta (García-París 2004; Martínez-Solano 2014). Sin embargo, no se encontró ninguna relación con la vegetación ni con las condiciones del agua. Los microhábitats naturales como charcos eventuales, manantiales o rezumes con encharcamientos, fueron más favorables para esta especie que los artificiales en todos los niveles de favorabilidad geográfica (Tabla 9.1), aunque también se encontró en algunos microhábitats artificiales, tales como antiguos pozos (Tabla 8.2). El rezume no es un hábitat descrito anteriormente en la bibliografía sobre anfibios sin embargo es un espacio asociado a encharcamientos con abundante vegetación helofítica y escasa profundidad. *D. g. jeanneae* también ha sido la única especie favorecida por el viento, posiblemente debido a evitar la competencia con especies como *P. perezii* y *H. meridionales*. Estas dos

especies forman coros nocturnos en la época reproductiva, y puesto que el viento puede afectar a la frecuencia y duración del canto, así como a la audición (Pierce y Hall 2013; Llusía et al. 2013), tenderán a seleccionar lugares poco ventosos. Para *H. meridionales* el viento no era favorable (Tabla 8.2).

Los modelos de favorabilidad geográfica han puesto de manifiesto para *P. ibericus* la importancia de los pequeños humedales y de la vegetación acuática, puesto que son variables que se mantienen en todos los modelos (Tabla 9.1). Efectivamente esta especie necesita la vegetación para colocar la puesta, que suele enredarla en pequeños tallos (Barbadillo 2002; García-París 2004).

Las variables más importantes en los modelos de *B. spinosus* fueron la presencia de la vegetación, la transparencia del agua y su baja conductividad (Tabla 8.2). Estas tres variables forman parte del factor condiciones del agua y están relacionadas con las áreas de montaña. Según la geología de la Cuenca Mediterránea Andaluza las rocas silíceas (Fig. 4.2), por las que corren aguas de baja conductividad, se encuentran principalmente en las altas cumbres de Sierra Nevada (CMA 2004). Sin embargo se ha descrito que *B. spinosus* es independiente del sustrato geológico (Salvador 1985), luego las variables seleccionadas están relacionadas con la altitud, que a su vez es una variable significativa incluso en la zona núcleo de esta especie (Tabla 10.2).

Las dos especies congénéricas, *B. spinosus* y *B. calamita*, comparten la misma tipología artificial, balsa de tierra, en sus zonas núcleo (Tabla 10.2). Pero *B. calamita* seleccionó lugares con una gran superficie pero poco volumen, como los charcos eventuales. Esta tipología se asocia a fluctuaciones climáticas frecuentes, propias del clima mediterráneo (CMA 2011a), para las que esta especie está mejor adaptada (Romero y Real 1996). En sus zonas periféricas seleccionó los pozos antiguos (Tabla 10.2), que son de los pocos lugares donde se encuentra agua en las zonas áridas.

Las especies acuáticas *H. meridionalis* y *P. perezi* seleccionaron los puntos de agua de gran superficie y alta conectividad entre ellos (Tabla 8.2). Los charcos temporales y charcas naturales con vegetación circundante eran más favorables para *H. meridionalis* (Sillero 2014), mientras que los artificiales fueron más favorables para *P. perezi* (García-Muñoz et al. 2010). Egea-Serrano et al. (2005) demostraron que *P. perezi* se puede encontrar en cualquier tipología y preferiblemente si son ambientes acuáticos con vegetación.

Aunque *P. perezi* se considera una especie generalista (Llorente et al., 2002), que puede estar presente casi en cualquier punto de agua y adaptarse a condiciones que para otras especies son desfavorables, los resultados de este estudio muestran que se ve favorecida por ciertos tipos de microhábitats, en particular los ríos, arroyos, balsas de tierra, balsas de plástico y estanques. Además, más del 50% de las características de los microhábitats seleccionados por esta especie, tales como la anchura, temperatura alta del agua y pH alto, eran diferentes de las seleccionadas por otras especies. Además, los modelos de esta especie indicaron su preferencia por sitios a una media o baja altitud y con temperaturas cálidas. Esto podría ser debido a un comportamiento diurno muy común como es el de solearse sobre la vegetación acuática o en la orilla, o al hecho de que la reproducción de esta especie se correlaciona positivamente con la temperatura (Richter-Boix et al. 2006b). La selección de los sitios de una cierta anchura podría ser debido a su comportamiento de salto ante una amenaza (García-París 2004), o en las disputas territoriales entre los machos por los puestos para cantar en las charcas (Díaz-Paniagua et al. 2005).

Para los urodelos

Los microhábitats favorables para *P. waltl* y *T. pygmaeus* compartieron características como la temperatura baja y la conectividad, y dos tipologías de hábitat: charcas naturales y pozos. Estas especies son nocturnas, se

reproducen en charcas naturales, y se esconden en lugares húmedos (posiblemente en pozos en el sur de la Península Ibérica) durante la fase terrestre (Montori y Herrero 2004).

En cuanto a *S. salamandra longirostris*, es la especie en la que menos variables entraron en los modelos incluso en la zona periferia no seleccionó ninguna variable (Tabla 10.3). Esta fue la única especie que seleccionó las fuentes como lugares de desarrollo de sus larvas y la presencia de macroinvertebrados. Las fuentes están relacionadas con aguas permanentes y limpias, y los macroinvertebrados también, o sea con lugares bien conservados. Además las larvas crecen en cuerpos de agua permanentes (Baumgartner et al. 1999), aunque en el sur de la Península Ibérica estos cuerpos se reducen a fuentes o algunas lagunas donde la disponibilidad de agua es menor (Egea-Serrano et al. 2006c).

14.4.- Factores relevantes

Comparando los valores de AUC y Kappa de los modelos ambientales de cada especie entre sí, se observaron los factores ambientales que mejor han explicado la distribución de cada especie. Para *A. dickhilleni* el factor que mejor discriminó fue el ambiente externo (Fig. 8.4) y el que peor la tipología. Por tanto es una especie que requiere unas condiciones ambientales específicas en los hábitats acuáticos (Bosch y González-Mirás 2012).

Para *D. g. jeanneae* los factores entorno, dimensiones y tipología fueron relevantes, puesto que los modelos discriminaron y clasificaron bien (Fig. 8.5), pero el que más influye en esta especie es la tipología. Sin embargo los hábitats reproductivos descritos anteriormente para esta especie son muy diversos (Martínez-Solano 2014), incluyendo una amplia gama de hábitats naturales y artificiales. Es posible que en el sur peninsular los hábitats acuáticos para esta especie sean más escasos, y por eso la presencia y tipología de los mismos determine la distribución de esta especie.

Para *P. ibericus* los factores que mejor se ajustaron fueron entorno y condiciones del agua (Fig. 8.6), destacando las condiciones del agua por la variable vegetación, que para esta especie tiene especial relevancia debido a que en ella deposita sus puestas (Barbadillo 2002; García-París 2004).

A excepción de las condiciones del agua en *B. spinosus* (Fig. 8.7), las especies generalistas (*B. spinosus*, *B. calamita* y *P. perezí*) no presentaron ningún factor significativo, aunque todos influyeron en la distribución de estas especies. Los estudios previos indican que *B. spinosus* selecciona para su reproducción masas de agua profundas, estables, con hidroperiodos largos y vegetación acuática (Campeny y Montori 1988; Lizana 1997; Richter-Boix et al. 2007), luego las condiciones del agua le influyen. El factor que determina mejor la presencia de *B. calamita* es la tipología (Fig. 8.8), sin embargo esta es una especie que en su amplia distribución, puede ocupar multitud de hábitats, e incluso puede utilizar olores para discriminar la calidad de los hábitats de reproducción, lo que le permite encontrar sitios que son impredecibles temporal y espacialmente (Sanuy y Joly 2009).

Para *H. meridionalis* los factores relevantes fueron el ambiente externo y la tipología (Fig. 8.9), aunque el ambiente externo fue el modelo que mejor discriminó (AUC=0,893). Las tres variables de este factor entraron en los modelos pero con signo negativo (Tabla 8.2). La influencia del viento no se había descrito anteriormente para esta especie, y tratándose de una especie cantora, que forma coros en el periodo reproductivo, puede que esta sea la razón por la que el viento no le favorece (Pierce y Hall 2013).

Los modelos de los factores entorno, ambiente externo, tipología y condiciones del agua han discriminado bien para *P. waltl* y *T. pygmaeus*. El modelo del factor condiciones del agua en *P. waltl* clasificó mal (Fig. 8.11), mientras que en *T. pygmaeus* (Fig. 8.13) fue discriminatorio (AUC=0,962) y clasificó bien (Kappa=0,28). Barbadillo et al. (1997) y López-González (1995) describieron que el *P. waltl* tolera hábitats acuáticos salobres, contaminados, eutrofizados, turbios, incluso ausentes de vegetación, mientras que *T.*

pygmaeus presenta requerimientos más estrictos en los que no puede faltar vegetación acuática para poder depositar los huevos (Hidalgo-Vila et al. 2002; Reques 2014).

La tipología del los microhábitats

Como hemos visto el factor tipología fue relevante especialmente para *D. g. jeanneae* y *B. calamita*, sin embargo todas las especies obtuvieron modelos para este factor (Fig. 8.2), y para la mayoría de las especies al menos un tipo de microhábitats natural y otro artificial (Tabla 8.3). Los puntos de agua naturales fueron más favorables que los artificiales en todos los modelos de favorabilidad geográfica (Fig. 9.4).

La importancia del tipo de hábitat acuático se ha descrito anteriormente por otros autores (Calhoun y Hunter 2003; González-Mirás et al. 2003; Zacarías y Zamparas 2010), aunque aquí esas tipología se amplían con respecto a las descritas.

La tipología más frecuente fue el pozo, que entró en el 60% de los modelos. Es un microhábitats diferente a los demás por su propia estructura y su doble función. En época de lluvias el nivel freático de los antiguos pozos suele subir hasta encharcar o incluso formar lagunas junto a ellos, sirviendo de hábitats reproductivos, y en los años secos o en el periodo estival proporcionan refugio, sobre todo a los urodelos (Lanz y Greenpeace 1997).

El segundo microhábitats acuático más frecuente en los modelos fue la balsa de tierra (Tabla 4.1 y 8.2), que es comúnmente utilizado por la fauna y específicamente por los anfibios en el sudeste de la Península Ibérica (González-Miras et al. 2003; García-Muñoz et al. 2010).

Existen microhábitats favorables para los anfibios en toda el área de estudio como puede observarse en los mapas de favorabilidad (>0,5) del factor tipología de todas las especies (Figs. 8.4 – 8.13). Este resultado puede estar sesgado, ya que el criterio de selección de puntos de muestreo era la

idoneidad para los anfibios, sin embargo se han encontrado muy repartidos y casi en todo el territorio.

El papel de la conectividad

Este estudio corrobora la importancia de la conectividad entre los microhábitats. La conexión entre los puntos de agua permite el flujo de genes entre las diferentes poblaciones (Stevens et al. 2006), y así, a largo plazo se conservan las especies (Marsh y Trenham 2001). Varios autores han señalado también que los hábitats reproductivos tienen una mayor diversidad de especies si están conectados (Semlitsch y Bobie 1998; Lehtinen y Galatowitsch 2001).

Los resultados muestran que la conectividad entre los microhábitats fue una variable importante para el 60% de las especies e incluso más que el estado de conservación (Tabla 8.3). Las especies más estrechamente asociadas con el agua, tales como *D. galganoi jeanneae*, *P. ibericus*, *H. meridionalis*, *P. perezi*, *P. waltl* y *T. pygmaeus*, seleccionaron en sus modelos la conectividad, mientras que las más terrestres (*A. dickhilleni*, *B. spinosus* y *S. salamandra longirostris*) seleccionaron el estado de conservación. Sin embargo *B. spinosus* seleccionó la conservación en su periferia y la conectividad en su área núcleo (Tabla 10.2).

Para *H. meridionalis* la conectividad es una característica de los microhábitats a todos los niveles de favorabilidad geográfica. Estas dos variables estuvieron ausentes de los modelos de *B. calamita*, probablemente debido a que esta especie puede viajar a largas distancias (Miaud et al. 2000) y se reproduce en cualquier punto de agua temporal.

Según los resultados, las cuencas orientales (río Almanzora, río Aguas, y el Campo de Níjar), presentaron más puntos de agua aislados (Figs. 12.8, 12.9, 12.10). Por lo tanto, se sugiere que deben llevarse a cabo las medidas de gestión en estos puntos para asegurar la conservación a largo plazo de los anfibios.

Algunos autores abordan el estudio de las comunidades de anfibios considerando los humedales y las charcas como unidades o núcleos poblacionales (Laan y Verboom 1990; Semlitsch y Jesen 2001; Russell et al. 2002), sin embargo otros (Fortuna et al. 2006) proponen como unidad ecológica el grupo de puntos de agua conectados. Este enfoque se ajusta mejor a las particularidades del área de estudio de esta tesis y posiblemente a los microhábitats acuáticos de las regiones mediterráneas.

Caracterización de acuerdo al tamaño

Algunos autores (Semlitsch y Bobie 1998; Lehtinen y Galatowitsch 2001) consideran el tamaño de microhábitats un factor importante para la colonización de nuevos puntos de agua por los anfibios. Sin embargo en este estudio, la importancia del tamaño depende de las especies, porque fue significativo sólo para el 50% de ellas. En parte porque son especies más acuáticas (*D. g. jeanneae*, *H. meridionalis*, *P. perezii*, y *P. walt*), a las que les favorece que las masas de agua sean grandes para desarrollar su actividad biológica, como alimentación, reproducción o depredación. Y en parte porque en la época reproductiva se reúnen gran número de ejemplares aunque el resto del tiempo sean terrestres y solitarios, como le sucede a *B. calamita* (Beebe 1983). Esta especie seleccionó los puntos de agua con una gran superficie pero poco volumen de agua, probablemente porque necesita amplias áreas con aguas poco profundas para reproducirse (Reques y Tejedo 1997).

Caracterización de acuerdo a las condiciones del agua

En este factor, la vegetación y el color del agua fueron las variables más frecuentes en los modelos. Esto podría deberse por un lado a que la vegetación es esencial para *P. ibericus*, *T. pygmaeus* y *B. spinosus*, ya que la necesitan para depositar sus puestas (García-París 2004; Montori y Herrero 2004), y por otro al uso de la vegetación helofítica como refugio o puestos de

canto, como es el caso de la rana arborícola *H. meridionalis* (Díaz-Paniagua, 1986).

La intensidad del color era importante para *P. walt* y *T. pygmaeus*, posiblemente porque el agua turbia es un refugio ante los depredadores de estas especies, tanto para las larvas como para los adultos en fase acuática. En el caso de *P. walt* que seleccionó también como variable significativa la profundidad del agua, las dos variables pueden estar relacionadas ya que en aguas profundas (pozos por ejemplo), la penetración de luz es menor.

14.5.- El efecto del esfuerzo de muestreo

El número de visitas que se realiza a un punto de agua aumenta la probabilidad de detección de las especies (Mazerolle et al. 2007). Los anfibios son difíciles de ver debido a que sus ciclos reproductivos se encuentran muy ligados a la meteorología (Tejedo 2003; Schmidt 2003), y su detectabilidad difiere entre especies (De Solla et al. 2005). Hay especies que se hacen visibles por los hábitos de salto o por los cantos, mientras que otras son más crípticas. Por lo tanto el esfuerzo de muestreo no es el mismo para todas las especies.

La detectabilidad depende del esfuerzo de muestreo, pero además del método de muestreo, tipo de hábitat, así como de los propios observadores (su agudeza visual o auditiva, la fatiga, la experiencia y la motivación) (Mazerolle et al. 2007; Bailey et al. 2004). Por esta razón, el número de muestreos aumentaría la fiabilidad de los datos de campo, sin embargo en este estudio, la dimensión geográfica del área hacía inviable visitar todos los microhábitats más de una vez.

Algunos autores proponen diferentes metodologías con el fin de aumentar la probabilidad de detección de los anfibios (Schmidt 2003; Mazerolle et al. 2007; Gómez-Rodríguez et al. 2012). Gómez-Rodríguez et al. (2012) realizan modelos predictivos fiables con los datos de detectabilidad obtenidos en lugares visitados numerosas veces, para aplicarlos a otros

lugares cercanos visitados una sola vez. Sin embargo, estos modelos se aplican en hábitats acuáticos similares y en un entorno geográfico muy homogéneo. En este estudio no se podía utilizar este método porque la heterogeneidad del territorio y de los puntos de agua es muy elevada. La Cuenca Mediterránea Andaluza cuenta con una orografía muy accidentada y un amplio rango altitudinal (CAPMA 2012), que ha generado multitud de microhábitats acuáticos. Además los hábitats acuáticos artificiales generados desde hace cientos de años por las diferentes civilizaciones son muy diversos (Arribas, 1976; García-Alix et al. 2013), y los anfibios han sabido aprovecharse de ellos a lo largo de la historia.

Por esta razón, para compensar la baja detectabilidad, se visitaron gran número de sitios, y se hizo considerando la fenología de cada especie. El inicio del periodo reproductivo de cada especie depende del lugar geográfico y de las condiciones meteorológicas (García-París 2004). Un mismo microhábitat puede visitarse en un periodo reproductivo para una especie pero no para otras, lo que obliga a visitarse de nuevo. En este estudio, solo el 14,4% de los puntos de agua se visitaron más de una vez y se encontró una relación positiva entre el número de especies que se encuentran en cada punto y el número de visitas. Pero no afectó a todas las especies y ni a todos afectó los microhábitats. Esto demuestra que una vez que se encuentra un lugar adecuado para los anfibios, o en los que se detectó alguna especie, si se incrementa el esfuerzo de muestreo aumenta la probabilidad de encontrar otras especies.

No obstante en las zonas geográficamente más favorables el número de visitas no es significativo (Fig. 9.5) para ninguna especie, salvo para *P. ibericus*. Esta especie es criptica y escasa en gran parte del área de estudio (Pleguezuelos et al. 2004), además los adultos solo son visibles en el periodo reproductor, que es de duración variable y dependiente de las lluvias (González de la Vega 1988; Reques 2014).

14.6.- Selección de variables a distintas escalas geográficas

El área que incluye puntos con favorabilidad geográfica mayor de 0,2 es en realidad la superficie de distribución de la especie, ya que incluye los microhábitats donde es probable encontrar la especie, por su localización geográfica. Sin embargo dentro de esta área puede haber microhábitats acuáticos más o menos favorables desde el punto de vista ecológico.

En el capítulo 8 se obtuvieron las características de los hábitats seleccionados por cada especie independientemente de la favorabilidad geográfica. Si comparamos estas variables (Tabla 8.3) con las seleccionadas por cada especie en los hábitats mínimamente favorables (columnas $F > 0,2$ en la tabla 9.1), encontramos ciertas diferencias en la mayoría de las especies y gran similitud en las tres especies generalistas (*B. spinosus*, *B. calamita* y *P. perezii*). Estas tres especies se distribuyen por toda el área de estudio, por eso la diferencia es mínima. Sin embargo las demás, excepto *A. dickhilleni*, presentan mayor gradiente de favorabilidad geográfica ($F > 0,2$, $F > 0,5$ y $F > 0,8$), posiblemente porque todas tienen su límite de distribución dentro del área de estudio.

Especies con mayor gradiente de favorabilidad geográfica

En las áreas con amplia favorabilidad ($F > 0,2$) se seleccionaron más variables que en áreas con alta favorabilidad ($F > 0,8$) (Fig.9.2). Esta diferencia es más acusada en las 6 especies (*D. g. jeanneae*, *P. ibericus*, *H. meridionalis*, *P. waltl*, *S. s. longirostris* y *T. pygmaeus*) que presentaron mayor gradiente de favorabilidad. Las variables seleccionadas en una zona eran diferentes a las de otra tanto a nivel intra- como inter- específico. Sin embargo todas las especies presentaron al menos alguna variable que se mantiene en todas las zonas de favorabilidad geográficas (Tabla 9.1). Esta prevalencia muestra las características esenciales de cada especie respecto a la selección de hábitats reproductivos, más patente en las especies con mayor gradiente geográfico.

La charca natural es una tipología de punto de agua muy común entre los anfibios (Gómez-Rodríguez et al. 2012; Sillero 2014), sin embargo solo dos especies, *P. waltl* y *T. pygmaeus*, la seleccionaron como hábitat prioritario en todos los niveles de favorabilidad geográfica (Tabla 9.1).

La importancia del pozo para *P. waltl* es novedosa, porque aunque la especie ha sido citada en este hábitat (Salvador 2014), no se consideraba beneficioso para la especie, porque incluso favorece la neotenia (Álvarez et al. 1988; González de la Vega 1988). En el sudeste peninsular se han perdido muchos de los hábitats acuáticos de esta especie (Llorente et al. 2002), lo que les índice a buscar agua en cualquier otro lugar como los pozos, que además mantienen agua incluso en épocas de sequía.

Otra característica de los microhábitats acuáticos que es importante para los anfibios es la presencia de macroinvertebrados. Varias especies la incluyeron en sus modelos pero sólo *S. salamandra longirostris* la seleccionó en todos.

Especies con menor gradiente de favorabilidad geográfica

A. dickhilleni no presentó zonas de favorabilidad alta dentro de área de estudio al igual que las tres especies generalistas (*B. spinosus*, *B. calamita* y *P. perezi*), pero estas especies se distribuyen por toda el área de estudio y *A. dickhilleni* no. Su área de distribución es en las Sierra Béticas (Bosch y González-Miras 2012), pero aquí sólo se encuentra el 25% de las cuadrículas UTM 10x10 (Fig. 8.4). Esto sugiere que su zona de favorabilidad alta se encuentre fuera, sin embargo un estudio de García-Muñoz et al. (2010) con variables climáticas, topográficas y humanas mostró cuadrículas con favorabilidad >0,8 dentro de la Cuenca Mediterránea Andaluza.

La balsa de tierra es una variable significativa para las cuatro especies que no presentan zonas de alta favorabilidad geográfica, pero al contrario que a las otras especies, para *A. dickhilleni* la balsa de tierra no le favorece. Incluso en la zona núcleo de esta especie, le es desfavorable (Tabla 10.2).

Egea-Serrano et al. (2006a) demostraron que esta especie no selecciona especialmente ningún tipo de hábitats acuático, debido a que la reproducción la realiza en tierra (Márquez 1992), y sin embargo está determinado por la permanencia de las aguas donde suelta las larvas, ya que tienen un periodo de desarrollo muy largo. Posiblemente la balsa de tierra es un hábitat artificial al que se han adaptado diversas especies de anfibios y por eso en ellas encuentra competencia interespecifica. También es un pequeño embalsamiento de agua para riego que se rige por periodos de llenado y vaciado con la consiguiente pérdida de larvas.

Selección de variables en periferia y en núcleo

Aunque la proporción de variables seleccionadas en la periferia y en núcleo es similar, las variables eran diferentes y no se han encontrado patrones entre especies. Gómez-Rodríguez et al. (2012) no encontraron tampoco patrones comunes entre especies que explicaran la presencia de las mismas en los puntos de agua, por eso propusieron enfoques a distintas escalas geográficas y con varios factores. En esta tesis se ha intentado aportar distintos enfoques que aclaren el comportamiento de las especies en el territorio.

A pesar de las diferencias entre especies, las zonas núcleo tuvieron cinco variables comunes, mientras que las periféricas tuvieron sólo una, la conservación. Esto indica que en las zonas más favorables para las especies, los hábitats acuáticos tienen características parecidas. Y por otro lado, en los límites de distribución, cada especie selecciona hábitats distintos, posiblemente porque la disponibilidad y el estado de conservación de los mismos son peores. Burbrink et al. (1998) encontraron que los hábitats más heterogéneos tienen posibilidad de albergar más especies, y que la distancia a las áreas centrales de distribución es inversamente proporcional a la riqueza de especies, lo que indica que en la periferia donde hay menos especies, cada una selecciona sus propias variables.

Según Benber et al. (1998) las especies generalistas presentan menos diferencias en el hábitat de las zonas límites que las demás, sin embargo los resultados mostraron que la selección de hábitats de estas especies (*B. spinosus*, *B. calamita* y *P. perezi*) en sus límites de distribución con respecto a los núcleos, presentan tantas diferencias como las otras especies (Tabla 10.2). Esto puede ser debido a la diversidad de hábitats acuáticos que existe en las regiones mediterráneas (Zacharias y Zamparas 2010).

La especie más abundante y con menos requerimientos ecológicos *P. perezi* (Llorente et al. 2002; Egea-Serrano et al. 2008), presentó mayor número de variables en su periferia. Esto puede explicarse porque la Rana común puede seleccionar variables en hábitats artificiales porque se adapta casi a cualquier tipo de infraestructura e incluso tolera niveles relativamente altos de contaminación (Egea-Serrano et al. 2009; García-Muñoz et al. 2010).

Estructura espacial de las especies

El factor geográfico ha sido relevante para todas las especies, sin embargo los modelos de las especies generalistas (*B. spinosus*, *B. calamita* y *P. perezi*) han discriminado menos que las demás, puesto que los valores de AUC no han llegado a 0,7 (Figs. 8.7, 8.8 y 8.10). Esto indica que estas especies realmente están en casi todos los puntos y las demás tienen límites dentro del territorio.

Cada especie muestra una estructura espacial propia (Gómez-Rodríguez et al. 2012; Beja y Alcázar 2003), y comparándolas se observan zonas coincidentes en la parte occidental y la central, como se ha comentado en el apartado 14.2. En la zona occidental están presentes 10 especies pero solo 4 tienen su núcleo allí: *S. salamandra longirostris*, *T. pygmaeus*, *D. galganoi jeanneae* y *P. ibericus* (Figs. 10.1 y 10.3). En la zona central se encontró el núcleo de 5 especies: *A. dickhilleni*, *P. waltl*, *D. galganoi jeanneae* y *P. ibericus*, y además parte del núcleo de las tres especies

generalistas (Figs. 10.1 y 10.2). Esto da un valor especial a esta zona, que ya fue apuntada en los trabajos de Real et al. (1993) y Estrada et al. (2007).

Entre la zona occidental y la central hay un área antropizada, que es área periférica para casi todas las especies a excepción de *P. perezii* que la tiene como núcleo. Esto indica una mejor adaptación de *P. perezii* a los puntos de agua artificiales (Egea-Serrano 2006c). Según Hamer y McDonnell (2008) las especies generalistas parecen ser más capaces de sobrevivir en paisajes urbanos y suburbanos.

Algunas especies presentaron una distribución de núcleos separados uno occidental y otro en la parte central, como sucedió con *P. ibericus*, *P. waltl* y *T. pygmaeus* (Fig. 10.1 y 10.3), posiblemente son especies menos adaptadas a la antropización del paisaje. *P. ibericus* y *P. waltl* presentaron entre sus dos zonas núcleo puntos de agua favorables ($F > 0.5$) (Figs. 8.6 y 8.11), pero *T. pygmaeus* no, luego sus poblaciones posiblemente estén separadas. Presenta una estructura Gruyère según el modelo de Rapoport (1982) porque tiene realmente dos núcleos con dos periferias y no están conectados entre sí. Romero et al. (2014) encontraron una reducción de áreas favorables en sus modelos predictivos para esta especie a largo plazo.

Al norte de la zona central, en la cuenca de Fuente de Piedra (Fig. 12.1), existe una altiplanicie con grandes lagunas que forma parte de la zona núcleo de *B. calamita* (Fig. 10.2). Esta especie presenta aparentemente dos núcleos pero en realidad teniendo en cuenta su distribución y sus hábitats reproductivos (Beebe 1983; Romero y Real 1996; Reques y Tejedo 1997; Reques y Tejedo 2002), posiblemente no sean núcleos aislados, sino una única zona núcleo que se une fuera del área de estudio.

En el otro extremo, en la zona oriental se encontró parte del núcleo de las tres especies generalistas: *B. spinosus*, *B. calamita* y *P. perezii*, que además son las únicas presentes. La estructura espacial de *P. perezii* mostró como núcleo zonas de menor altitud que las demás especies de su grupo (Fig. 10.2). Es una especie simpátrica respecto a las demás, sin embargo evita las

altitudes elevadas ya que éste es un factor limitante para esta especie (Morales et al. 2002).

14.7.- Herramientas para la conservación

La efectividad de las medidas de conservación de los hábitats depende del diagnóstico previo de los mismos, y del establecimiento de un orden de prioridades sobre los lugares en los que actuar. Inventariar, muestrear y evaluar los microhábitats acuáticos han sido pasos previos y necesarios para realizar propuestas de conservación de los mismos.

Valoración de los microhábitats

Diversos autores han utilizado la evaluación de los ecosistemas como requisito para la gestión adecuada de los mismos (Abarca 2005; Camacho et al. 2009; Sancho y Lacomba 2010). En estos estudios los anfibios fueron indicadores del estado de conservación de los hábitats acuáticos. Sancho y Lacomba (2010) consideraron a los anfibios como el único taxón de vertebrados que se reproduce en los hábitats acuáticos más pequeños.

Basado en estos estudios se ha elaborado un indicador multivariante que ha resultado ser un método útil para conocer los lugares con mayor importancia ecológica desde el punto de vista del hábitat, y de las especies de anfibios que alberga. Los nueve criterios seleccionados combinan el estado general del hábitat, la presencia de anfibios y la adecuación del hábitat a estas especies. Aunque un estudio más exhaustivo requeriría la incorporación de más criterios (Sancho y Lacomba 2010) y un seguimiento a largo plazo.

Los índices de valoración ponen en evidencia situaciones que sin una cuantificación no se pueden conocer, o no se pueden demostrar (Suárez et al. 2005; Alba-Tercedor 1996). Los resultados de esta tesis han puesto de manifiesto que las zonas montañosas albergan los puntos mejor valorados (Fig.11.4). Es posible que las especies se hayan visto relegadas a estas zonas

por la antropización de las otras, sobre todo aquellas que presentan mayor categoría de amenaza (*A. dichilleni* y *T. pygmaeus*) (Tabla 4.4).

La presencia de especies amenazadas o raras en un microhábitat aumenta su valoración (Rey Benayas et al. 2006; Jiménez-Valverde et al. 2008), llegando a obtener puntuaciones altas en puntos que a veces no estaban bien conservados. El 10% de los puntos muestreados tenían buena puntuación (> 16), pero sólo el 15% de estos se pueden considerar en estado aceptable de conservación. La influencia de estas especies hace que los microhábitats adquieran un valor ecológico y se justifiquen las medidas de conservación que sea necesario aplicarles.

Uno de los criterios de valoración ha sido la titularidad de propiedad del hábitat. Aunque la normativa existente en materia de políticas de conservación de la naturaleza debe aplicarse de forma inexcusable en todo el territorio, en los espacios públicos la rapidez en la aplicación y la ejemplaridad de las medidas de conservación son hechos a resaltar.

Los Montes Públicos y los Espacios Naturales Protegidos (EENNPP), son los dos elementos administrativos de gestión del territorio que más repercusión pueden tener en la aplicación de las políticas ambientales. Sin embargo la mayoría de los microhábitats valorados están en propiedades privadas o de gestión privada (Apéndice III).

Áreas importantes

El uso de grupos concretos de animales o plantas como indicadores de la biodiversidad para seleccionar áreas importantes para la conservación puede resultar efectivo para proteger al resto de grupos (Moore et al. 2003). Sin embargo en la identificación de estas áreas se han usado frecuentemente otros criterios como la riqueza de especies o la presencia de especies raras y/o amenazadas (Mateo 2002; Rey Benayas y de la Montaña 2003; Estrada et al. 2007).

En esta tesis se han considerado todos estos criterios y además el propio hábitat donde se reproducen las especies de referencia. Los resultados han demostrado que las cabeceras de las cuencas hidrográficas, que normalmente son zonas montañosas, son los más importantes para los anfibios. Si la escala espacial analizada es mayor los lugares importantes se pueden restringir mucho, como ocurre en los trabajos de Mateo (2002), Rey Benayas y de la Montaña (2003) y Rey Benayas et al. (2006), que mostraron muy pocos lugares importantes para los anfibios en Andalucía, y en la Cuenca Mediterránea Andaluza menos aún. Por eso es importante abordar este tipo de trabajos desde distintos enfoques y contrastar los resultados.

Comparando los resultados del capítulo 12 que se han obtenido con criterios ecológicos desde el punto de vista de los microhábitats, y los del capítulo 10 obtenido con modelos de favorabilidad de cada una de las especies, se corrobora efectivamente que las zonas montañosas son áreas importantes para los anfibios. No obstante los modelos de favorabilidad reducen el número de sierras propuestas en el capítulo 12, y señalan que las zonas núcleo más relevantes para casi todas las especies son las montañas occidentales y las de la zona central.

En Andalucía casi el 20% de su territorio está protegido (CMA 2011c), dentro del área de estudio el 19%, y la mayor parte corresponde con parques naturales situados en sistemas montañosos. Aunque existen desajustes y no hay una relación directa entre las áreas protegidas y la distribución de las especies, está claro que las áreas protegidas están bien distribuidas en relación a las áreas favorables de las especies (Estrada et al. 2007). Sin embargo poner en evidencia los desajustes, y añadir información concreta no solo de las especies sino también de los microhábitats donde se reproducen, son medidas adecuadas para la conservación de los anfibios.

Propuestas de restauración

Los principales resultados de este estudio ponen de relieve la importancia de la tipología de microhábitats acuáticos y la necesidad de conectividad entre ellos. Estos resultados deben ser utilizados para desarrollar herramientas de gestión para regular el uso del suelo haciéndolo es más compatible con la conservación de los anfibios (Scoccianti, 2001).

La gestión del uso y manejo de los hábitats es una de las propuestas más difíciles de llevar a cabo ya que implica la participación de diversos actores, entre ellos la concienciación de los usuarios. Sin embargo en lugares puntuales donde las poblaciones están al borde de la extinción local, deben aplicarse.

El cambio de prácticas agrícolas que se está produciendo actualmente, con el aprovechamiento al máximo del agua para regadío, está llevando a la desaparición de puntos de agua aptos para la fauna. Las nuevas infraestructuras hacen inviable, en la mayoría de las ocasiones, la instalación permanente de ecosistemas de vida acuática.

Las numerosas infraestructuras acuáticas abandonadas nos muestran la importancia pretérita de estas (Arribas 1976; García-Alix et al. 2013; Navarro-González et al. 2013), y el papel que pueden jugar en la conservación de la biodiversidad si se gestiona bien y compatibilizan con los nuevos usos (Egea-Serrano et al. 2006c).

Actualmente existe una evidencia en la naturaleza: el uso antrópico ha transformado el medio ambiente, forzando a las especies a su adaptación o expulsión del nicho ecológico que hemos ocupado. El sapillo partero bético (*A. dickhilleni*) es una de las especies que se ha ido adaptando a las estructuras de almacenamiento de agua tradicionales, hasta tal punto que algunas poblaciones han podido llegar a lugares inhóspitos para la especie, pero a la vez se han hecho dependientes de ellos (Egea-Serrano et al. 2006a; Bosch y González-Miras 2014). Cuando el desarrollismo urbano y agrícola irrumpe con fuerza en nuestra historia reciente, los puntos de agua

tradicionales se abandonan y estas poblaciones caen en declive. Pero sus lugares naturales están en declive también. La captura de agua desde los manantiales, arroyos, cabeceras de ríos o innumerables pozos es tan abusiva que para una especie como esta con unos requerimientos tan estrictos es difícil mantenerse. La intervención humana debe continuar, pero ahora para favorecer a la especie con medidas de restauración de sus hábitats, que la mayoría de las veces no requieren grandes intervenciones, sino que con pequeñas medidas de restauración y gestión del agua se pueden solucionar grandes problemas de las poblaciones locales (Bosch y González-Miras 2014).

Otra amenaza que se ha detectado en las poblaciones del sur y suroeste del área de distribución de *A. dickhilleni* es la fragmentación y el aislamiento que sufren las poblaciones relegadas en los sistemas montañosos béticos (Dias et al. 2015). La única manera de conectar las poblaciones es crear puntos de agua entre los sistemas montañosos y eliminar barreras, creando corredores ecológicos.

15.- Conclusiones

a) Caracterización de los microhábitats

1. El análisis descriptivo de la información extraída de las bases de datos cartográficas, constituye una herramienta útil para abordar el estudio previo de los puntos de agua de un territorio amplio. Sin embargo, requiere de ajustes que adapten los distintos signos cartográficos a la realidad de los medios acuáticos del área de estudio, ya que aportan más información de puntos de agua artificiales.
2. Los hábitats acuáticos de la Cuenca Mediterránea Andaluza son en muchos casos infraestructuras relacionadas con la captación, conducción o almacenamiento de agua. Al tratarse de sistemas utilizados en la actividad agropecuaria, la mayoría están fuera de los montes públicos y de las áreas protegidas aunque en conjunto tienen gran valor como hábitats para las especies de anfibios.
3. La diversidad de especies es mayor en la zona occidental y menor en la oriental, aunque no lo hace de forma gradual. En la zona central, coincidiendo con las montañas del este de la provincia de Málaga y el suroeste de Granada, destaca una zona de favorabilidad geográfica para todas las especies, excepto para *S. salamandra longirostris*.
4. La tipología del microhábitats es un factor relevante para todas las especies de anfibios. El grado de conservación de los mismos y su conectividad con otros puntos de agua, son variables que influyen también en todas las especies, excepto para *B. calamita*.
5. Los microhábitats acuáticos naturales más significativos fueron el charco eventual y la charca natural, y entre los artificiales el pozo y la balsa de tierra. La conectividad, temperatura del aire, altitud y la presencia de vegetación acuática aparecen como las características

ambientales más significativas. Merecen destacarse los pozos de construcción antigua como refugio y hábitats reproductivos.

6. El grado de favorabilidad geográfica en el área de distribución de una especie determina la selección de los microhábitats acuáticos y sus características. Sin embargo algunas de estas características coinciden en todas las zonas con favorabilidad geográfica para la misma especie, pudiendo ser diferentes para otras especies.
7. Todas las especies seleccionan tipos de hábitats reproductivos artificiales y naturales, siendo estos últimos los más favorables en cualquiera de los tres ámbitos geográficos comparados.
8. Las variables seleccionadas en la periferia de la distribución de cada especie suelen ser distintas a las del núcleo. Comparando entre especies hay grandes diferencias en la selección de variables, siendo la conservación la más frecuente.
9. Las características de los microhábitats acuáticos de las zonas núcleo son parecidas entre las diez especies. Las variables más frecuentes fueron los manantiales y la balsa de tierra, seguidas por la altitud, el charco eventual y los macroinvertebrados.

b) Conservación de los microhábitats

10. Los puntos de agua con valores más altos como microhábitats se encuentran en las zonas interiores y montañosas, a excepción de algunos situados en la costa dentro de áreas protegidas.
11. La mitad de los microhábitats con valoración media o alta se sitúan en áreas protegidas.
12. Los ámbitos geográficos importantes como Lugares Singulares para los anfibios y los microhábitats se encuentran en zonas de montaña, salvo dos situadas en la zona litoral incluidas en áreas protegidas.

13. La valoración de puntos de agua, junto con el Índice Combinado de Diversidad puede ser un buen método para detectar lugares con singularidad ecológica desde la perspectiva de los hábitats acuáticos.
14. Las áreas periféricas presentan más amenazas para la conservación de las especies por eso deben ser objeto de medidas de restauración de sus hábitats que mejoren el mantenimiento de las poblaciones de anfibios.
15. Las poblaciones de *Alytes dickhilleni* de las montañas centrales del área de estudio pertenecen al límite suroccidental de la distribución de esta especie y según los estudios genéticos hay evidencias de que constituyó un refugio durante las últimas glaciaciones, por eso constituyen un grupo monofilético claro.
16. La diferenciación genética de las poblaciones es muy marcada entre las cadenas montañosas, y el flujo génico es bajo, lo que implica una fragmentación entre ellas.
17. En mantenimiento, restauración y garantía de aporte de agua en los hábitats reproductivos, son medidas prioritarias para la conservación de esta especie.

16.- Bibliografía

- Abellán P, Sánchez-Fernandez D, Velasco J, Millán A (2005) Assessing conservation priorities for insects: status of water beetles in southeast Spain. *Biological Conservation* 121: 79-90.
- Acevedo P, Jiménez-Valverde A, Lobo JM, Real R (2012) Delimiting the geographical background in species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 10 doi:10.1111/j.1365-2699.2012.02713
- Abarca F (2005) Técnicas para evaluación y monitoreo del estado de los humedales y otros ecosistemas acuáticos. En: Sánchez O, Herzig M, Peters E, Márquez R, Zambrano L (eds.). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología, México.
Disponible en: www.inecc.gob.mx/publicaciones/download/533.pdf.
- Agencia Catalana del Agua (ACA), 2006. *Protocols d'avaluació del potencial / estat ecològic dels: Embassaments, Estanyes, de les Zones Humides*. Barcelona.
- Agencia Andaluza del Agua (2009) *Esquema de Temas Importantes (ETI) de la demarcación hidrográfica de las cuencas mediterráneas andaluzas*. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente.
- Alba-Tercedor J, Sánchez-Ortega A (1988) Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.
- Alba-Tercedor J (1996) *Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las Aguas de los ríos*. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería, 1996, vol. II: 203-213. ISBN.: 84-7840-262-4
- Alba-Tercedor J, Jáimez-Cuéllar P, Álvarez M, Avilés J, Bonada N, Casas J, Mellado A, Ortega M, Pardo I, Prat N, Rieradevall M, Robles S, Sáinz-Cantero CE, Sánchez-Ortega A, Suárez ML, Toro M, Vidal-Abarca MR, Vivas S, Zamora-Muñoz C (2002) Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP) *Limnetica* 21 (3-4): 175-185
- Albert EM, Arroyo JM, Godoy JA (2010) Isolation and characterization of microsatellite loci for the endangered Midwife Betic toad *Alytes dickhilleni* (*Discoglossidae*). *Conservation Genetics Resources* 135: 9334.

- Altaba CR (1997) Phylogeny and biogeography of midwife toads (*Alytes*, *Discoglossidae*): a reappraisal. *Contributions to Zoology*, 66: 257-262.
- Álvarez J, Salvador A, Argüello JA (1988) Desarrollo larvario del Gallipato (*Pleurodeles waltl*) en una charca temporal del noreste ibérico (Amphibia: Salamandridae) *Ecología* 2: 293-301.
- Akaike H (1973) Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov BN, Csaki F (eds) *Proceedings of the second international symposium on information theory*. Akadémia Kiadó, Budapest, pp 267-281
- Antúnez A (1983) Contribución al conocimiento faunístico y zoogeográfico de las Cordilleras Béticas: los vertebrados de Sierra Tejeda. Tesis doctoral. Universidad de Málaga.
- Antúnez A, Mendoza M (1992) Factores que determinan el área de distribución geográfica de las especies: conceptos, modelos y métodos de análisis. En: *Objetivos y métodos biogeográficos aplicaciones en herpetología*. Monografías de Herpetología. Asociación Herpetológica Española. Vol. 2: 51-72
- Antúnez A, Real R, Vargas JM (1988) Análisis biogeográfico de los anfibios en la vertiente sur de la Cordillera Bética. *Miscelánea Zoológica* 12: 261-272.
- Araújo MB (1999) Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. *Diversity and Distributions*, 5: 151-163.
- Araújo MB, Thuiller W, Pearson RG (2006) Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33: 1712-1728.
- Arconada B, Delicado D, Ramos MA (2007) A new genus and two new species of Hydrobiidae (Mollusca, Caenogastropoda) from the Iberian Peninsula. *Journal of Natural History* 41 (29-32): 2007-2035
- Arévalo E, Davis SK, Sites JW Jr (1994) Mitochondrial DNA sequence divergence and phylogenetic relationships among eight chromosome races of the *Sceloporus grammicus* complex (Phrynosomatidae) in central Mexico. *Syst Biol* 43:387-418
- Arribas A (1976) Bases actuales para el estudio del Eneolítico y la Edad del Bronce en el Sudeste de la Península Ibérica. *Cuadernos de Prehistoria de la Universidad de Granada* 1: 139-155.

- Bailey LL, Simons TR, Pollock KH (2004) Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* 14: 692-702.
- Banks B, Laverick GL (1986) Garden ponds as amphibian breeding sites in a conurbation in the north east of England. *Herpetological Journal* 1: 44-50.
- Barbadillo LJ (1987) Guía de INCAFO de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias. Incafo. S.A. Madrid.
- Barbadillo LJ (2002) *Pelodytes ibericus* Sánchez-Herráiz, Barbadillo, Machordom y Sanchíz, 2000. Pp. 97-99. En: Pleguezuelos, JM, Márquez R, Lizana M (Eds.). Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Barbadillo LJ, García-París M, Sanchíz B (1997) Orígenes y relaciones evolutivas de la herpetofauna ibérica. En: Pleguezuelos JM (Ed.) pp. 47-100. Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal. Monografías de Herpetología, vol.3. Asociación Herpetológica Española, Granada.
- Barbosa AM, Real R, Márquez AL, Rendón MA (2001) Spatial, environmental and human influences on the distribution of otter (*Lutra lutra*) in the Spanish provinces. *Diversity and Distributions* 7: 137-144
- Barea-Azcón JM, Ballesteros-Duperón E, Moreno D (coord.) (2008) Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía. 4 Tomos. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla 1430 pp.
- Barroso C, Bailon S (2003) Los anfibios y los reptiles del Pleistoceno superior de La Cueva del Boquete de Zafarraya. En: El Pleistoceno superior de la cueva del Boquete de Zafarraya. Barroso C (coord.). Junta de Andalucía. Arqueológica (Monog.): 267-278.
- Baumgartner N., Waringer A. y Waringer J (1999) Hydraulic microdistribution patterns of larval fire salamanders (*Salamandra salamandra salamandra*) in the Weidlingbach near Vienna, Austria. *Freshwater Biology* 41: 31-41
- Bécares E, Conty A, Rodríguez-Villafañe C, Blanco S (2004) Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos. *Ecosistemas* 13 (2): 2-16
- Beebee TJC (1983) The natterjack toad. Oxford University Press, Oxford.
- Beebee TJC, Griffiths R (2005) The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation* 125: 271 - 285

- Beja P, Alcázar R (2003) Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation* 114:317-326
- Belkhir K, Borsa P, Chikhi L, Raufaste N, Bonhomme F (2004) GENETIX 4.05, Population genetics software for Windows TM. Université de Montpellier II. Montpellier
- Benavente J (2008) Acuíferos y aguas subterráneas. En: Castillo-Martín A (Coord.) Manantiales de Andalucía. Agencia Andaluza del Agua-Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, pp: 18-27
- Benítez M, Chiroso M, Pleguezuelos JM (2011) Propuestas de Restauración y Gestión de Microhábitats Acuáticos en la Cuenca mediterránea Andaluza. Informe inédito. Junta de Andalucía 370 pp
- Benítez M, Chiroso M, Pleguezuelos JM (2012) Amphibians in South-Eastern Spain. *FrogLog* 101: 26-27. IUCN.
- Bender DJ, Contreras TA, Fahrig L (1998) Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79 (2): 517-533
- Biggs J, Williams P, Whitfield M, Nicolet P, Weatherby A (2005) 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 693-714
- Blanca G, Cabezudo B, Cueto M, Fernández López C, Morales Torres C (Eds.) (2009) Flora Vasculare de Andalucía Oriental, 4 Vols. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Blaustein AR, Wake DB, Sousa WP (1994) Amphibian Declines: Judging Stability, Persistence, and Susceptibility of Populations to Local and Global Extinctions. *Conservation Biology* 8(1): 60-71
- Blondel J, Aronson J, Bodiou J-Y, Boeuf G (2010). *The Mediterranean Region. Biological Diversity in Space and Time*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Böll S, Schmidt BR, Veith M, Wagner N, Rödder D, Weimann C, Kirschey T, Lötters S (2013) Anuran amphibians as indicators of changes in aquatic and terrestrial ecosystems following GM crop cultivation: a monitoring guideline.
- Boscá E (1877) Catálogo de los Reptiles y anfibios observados en España, Portugal e Islas Baleares. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural*, 6: 39-68.

- Boscá E (1881a) Correcciones y adiciones al catálogo de los reptiles y anfibios de España, Portugal y las Islas Baleares, seguido de un resumen general sobre su distribución en la Península. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural*, 10:89-112.
- Boscá E (1881b) Mapa de las principales exploraciones Herpetológicas verificadas en la Península Ibérica é Islas Baleares. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural*, 10. Lam. III.
- Bosch J (2004) *Alytes obstetricans*. En: Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos J.M., R. Marquez y M. Lizana, eds). Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid: 82-86.
- Bosch J, González-Miras E (2012) Seguimiento de *Alytes dickhilleni*: Informe final. Monografías SARE. Asociación Herpetológica Española. Ministerio de Agricultura, alimentación y Medio Ambiente.
- Brand AB, Snodgrass JW (2010) Value of Artificial Habitats for Amphibian reproduction in altered landscapes. *Conservation Biology* 24 (1): 295-301.
- Brühl CA, Schmidt T, Pieper S, Alscher A (2013) Terrestrial pesticide exposure of amphibians: An underestimated cause of global decline?. *Scientific Reports* 3:1135 DOI: 10.1038/srep01135
- Busack SD (1977) Zoogeography of amphibians and reptiles in Cadiz province, Spain. *Annals of Carnegie Museum*, 46: 285-316.
- Busack SJ, Lawson R, Arjo WM (2005) Mitochondrial DNA, allozymes, morphology and historical biogeography in the *Podarcis vaucheri* (*Lacertidae*) species complex. *Amphibia-Reptilia* 26:239-256.
- Busack SD, Salvador A, Lawson R (2006) Two new species in the genus *Psammodromus* (Reptilia: *Lacertidae*) from the Iberian Peninsula. *Annals of Carnegie Museum*, 75 (1): 1-10.
- Burbrink FT, Phillips CA, Heske EJ (1998) A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. *Biological Conservation* 86: 107-115.
- Cabezudo B, Talavera S, Blanca G, Salazar C, Cueto M, Valdés B, Hernández JE, Herrera CM, Rodríguez C, Navas D (2005), Lista roja de la flora vascular de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía pp: 84.

- Calhoun AJK, Hunter ML (2003): Managing ecosystems for amphibian conservation. In: Amphibian Conservation, p. 228-241. Semlitsch, R.D., Ed. Smithsonian, Washington.
- Camacho A, Borja C, Valero-Garcés B, Sahuquillo M, Cirujano S, Soria JM, Rico E, De la Hera A, Santamans AC, García de Domingo A, Chicote A, Gosálvez RU (2009) Aguas continentales retenidas. Ecosistemas leníticos de interior. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 412 pp.
- Campeny R, Montori A (1988) Periode de reproduction, ponte et distribution spatiale d'une population de *Bufo bufo spinosus* dans le Nord-Est Ibérique. Vie et Milieu, 38: 101-110.
- CAP (2011) Inventario de regadíos 2008 y su Evolución en la última década. Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía. Sevilla. <http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/sigregadios/>
- CAPMA (2012) Caracterización climática de Andalucía. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente Junta de Andalucía, Sevilla. <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem>.
- Carranza S, Arnol EN (2004) History of west Mediterranean newts, *Pleurodeles* (*Amphibia: Salamandridae*), inferred from old and recent DNA sequences. Systematics and Biodiversity 1: 327-337.
- Carranza S, Harris DJ, Arnold EN, Batista V, González de la Vega JP (2006) Phylogeography of the lacertid lizard, *Psammotromus algirus*, in Iberia and across the Strait of Gibraltar. Journal of Biogeography, 33: 1279-1288.
- Carroll RL (2009) The rise of amphibians: 365 million years of evolution. The Johns Hopkins University Press. Montreal, 544 pp.
- Carvalho SB, Brito JC, Crespo EJ, Watts ME, Possingham HP (2011) Conservation planning under climate change: toward accounting for uncertainty in predicted species distributions to increase confidence in conservation investments in space and time. Biological Conservation, 144: 2020-2030.
- Casas JJ, Toja J, Peñalver P, Juan M, León D, Fuentes-Rodríguez F, Gallego I, Fenoy E, Pérez-Martínez C, Sánchez P, Bonachela S, Elorrieta MA (2012) Farm Ponds as

- Potential Complementary Habitats to Natural Wetlands in a Mediterranean Region. *Wetlands*, 32, 161-174.
- Castillo A (2002) Manantiales. Diputación de Granada. Pp 168.
- Castro J, Campos P y Pastor M. 1996. Influencia de los sistemas de cultivo empleados en olivar y girasol sobre la composición de la fauna de artrópodos en el suelo. *Bol. San. Veg. Plagas*, 22: 557-570.
- CMA (2004) Conjunto de datos de Geología de Andalucía: Edad Geológica, Estructuras, Geoestructuras, Unidades Litológicas y Unidades Tectónicas. Escala 1:400.000. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- CMA (2010a) Mapa de usos y coberturas vegetales del suelo de Andalucía 2007, escala 1:25.000 Red de Información Ambiental. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
<http://juntadeandalucia.es/organismos/medioambiente.html>
- CMA (2010b) Montes Públicos de Andalucía a escala de detalle. Red de Información Ambiental. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
<http://juntadeandalucia.es/organismos/medioambiente.html>
- CMA (2011a) Los tipos climáticos en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
<http://juntadeandalucia.es/organismos/medioambiente.html>
- CMA (2011b) Conjunto de datos climáticos y de modelos digitales de clima del periodo 1970-2004. Resolución 100m. Año 2007. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- CMA (2011c) La RENPA - Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. Información Ambiental. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. <http://juntadeandalucia.es/organismos/medioambiente.html>.
- Cogger HG, Zweifel RG (1998) *Encyclopedia of reptiles and amphibians*. Academic Press. San Diego, 240 pp.
- Cohen J (1960) A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational Psychological Measurement*. *Educational and Psychological Measurement* 20 (1): 37-46.
- Crespo EG (1982) Contribuição para o conhecimento da biología das espécies ibéricas de *Alytes*, *Alytes obstetricans boscai* (Lataste 1879) e *Alytes cisternasii* (Boscá

- 1879) (*Amphibia Discoglossidae*). Morfología dos adultos e dos girinos. Arquivos do Museo Bocage (C), 1: 255-295.
- Crosbie SF, Hinch GN (1985) An intuitive explanation of generalised linear models. New Zealand Journal of Agricultural Research, 28: 19-29
- Cushman SA (2006) Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. Biological Conservation 128: 231-240.
- Dias G, Beltrán JF, Benítez M, Tejedo M, González-Miras E, Ferrand N, Gonçalves H (2015) Limited gene flow and high genetic diversity in the threatened Betic midwife toad (*Alytes dickhilleni*): evolutionary and conservation implications. Conservation Genetics 16: 459-476
- Díaz-Paniagua C (1986) Sobre la reproducción de *Hyla meridionalis* en el S. O. de España. Doñana, Acta Vertebrata, 13: 5-20.
- Díaz-Paniagua C (1990) Temporary ponds is a breeding sites of Amphibians at a locality southwestern Spain. Herpetological Journal 1: 447-453.
- Díaz-Paniagua C, Rodríguez C, Portheault A, de Vries W (2005) Los anfibios de Doñana. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid.
- Dimitriou E, Karaouzas I, Skoulikidis N Zacharias I (2006) Assessing the environmental status of Mediterranean temporary ponds in Greece. Annales de limnologie (Ann. limnol.) vol. 42 (1): 33-41
- Dobb CK, Jr (2009) Conservation and management. In: Dobb CK, Jr (ed) Amphibian Ecology and Conservation, A Handbook of Techniques. Oxford University Press, New York pp: 507-527.
- Doligez B, Danchin E, Clobert J (2002) Public Information and Breeding Habitat Selection in a Wild Bird Population. Scientific Reports 297: 1168-1170.
- Duellman W, Trueb L (1986) Biology of Amphibians. McGraw-Hill Book Company, New York. 670 pp.
- Duggen S, Hoernle K, van den Bogaard P, Rüpke L, Phipps Morgan J (2003) Deep roots of the Messinian salinity crisis. Nature 422: 602-605.
- Egea-Serrano A, Oliva Paterna FJ, M Torralva (2005) Selección de hábitat reproductor por *Rana perezi* (Seoane, 1885) en el N.O. de la Región de Murcia (S.E. Península Ibérica). Revista Española de Herpetología 19:113-125.

- Egea-Serrano A, Oliva-Paterna FJ, Tejedo M, Torralba M (2006a) Breeding habitat selection of an endangered species in an arid zone: the case of *Alytes dickhilleni* Arntzen & García-París, 1995. *Acta Herpetologica* 1 (2): 81-94
- Egea-Serrano A, Oliva-Paterna FJ, Torralva M (2006b) Breeding habitat selection of *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758) in the most arid zone of its European distribution range: application to conservation management. *Hydrobiologia* 560:363-371
- Egea-Serrano A, Verdiell D, Oliva-Paterna FJ, Torralva M (2006c) Importancia de los usos tradicionales en la conservación de hábitat reproductores para anfibios en la región de Murcia. *Eubacteria* XIV:6-7
- Egea-Serrano A, Tejedo M, Torralva M (2008) Analysis of the Avoidance of Nitrogen Fertilizers in the Water Column by Juvenile Iberian Water Frog, *Pelophylax perezi* (Seoane, 1885), in Laboratory Conditions. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology* 80:178-183.
- Egea-Serrano A, Tejedo M, Torralva M (2009) Estimating mean lethal concentrations of three nitrogenous compounds for larvae of the Iberian waterfrog, *Pelophylax perezi* (Seoane, 1885). *Revista Española de Herpetología* 23: 107-116.
- Estrada A, Márquez AL, Real R, Vargas JM (2007) Utilidad de los espacios naturales protegidos de Andalucía para preservar la riqueza de especies de anfibios. *Munibe* 25: 74-81
- Estrada A, Real R, Vargas JM (2008) Using crisp and fuzzy modelling to identify favourability hotspots useful to perform gap analysis. *Biodiversity and Conservation*, 17: 857-871.
- Fernández-Cardenete JR, Luzón-Ortega JM, Pérez-Contreras J, Tierno de Figueroa JM (2000) Revisión de la Distribución y Conservación de los Anfibios y Reptiles en la Provincia de Granada (España). *Zoologica Baetica*, 11: 77-104.
- Ferreira M, Beja P (2013) Mediterranean amphibians and the loss of temporary ponds: Are there alternative breeding habitats?. *Biological Conservation* 165: 179-186
- Ficetola GF, Marziali L, Rossaro B, De Bernardi F, Padoa-Schioppa E (2011) Landscape-stream interactions and habitat conservation for amphibians. *Ecological Applications* 21 (4): 1272-1282

- Fielding AH, Haworth PF (1995) Testing the generality of bird-habitat models. *Conservation Biology* 9: 1466-1481.
- Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence-absence models. *Environmental Conservation*, 24: 38-49.
- Fortuna MA, Gomez-Rodríguez C, Bascompte J (2006) Spatial network structure and amphibian persistence in stochastic environments. *Proceedings Royal Society London B* 273: 1429-1434
- García-Alix A, Jimenez Espejo FJ, Lozano JA, Jimenez-Moreno G, Martínez-Ruiz F, García-Sanjuán L, Aranda Jiménez G, García Alfonso E, Ruiz-Puertas G, Anderson RS (2013) Anthropogenic impact and lead pollution throughout the Holocene in Southern Iberia. *Science of the Total Environment*. 449: 451-460, doi: 10.1016 / j.scitotenv . 2013.01.081.
- García P, Reques R (2008) Flora y Fauna de los Manantiales en Andalucía. En: Castillo-Martín A (Coord.) *Manantiales de Andalucía*. Agencia Andaluza del Agua-Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, pp: 135-145.
- García-Cardenete L, González de la Vega JP, Barnestein JAM, Pérez-Contreras J (2003) Consideraciones sobre los límites de distribución en altitud de anfibios y reptiles en la Cordillera Bética (España), y registros máximos para cada especie. *Acta Granatense*, 2: 93-101.
- García-Muñoz E, Gilbert JD, Parra G, Guerrero F (2010) Wetlands classification for amphibian conservation in Mediterranean landscapes. *Biodiversity and Conservation* 19 : 901-911.
- García-París M (1992) Aportaciones al conocimiento de la evolución del género *Alytes*. Tesis doctoral. Universidad Complutense, Madrid.
- García-París M (2004) Anura. En: *Amphibia, Lissamphibia*. García-París, M., Montori, A., Herrero, P. Fauna Iberica, vol. 24. Ramos, M.A. et al. (Eds.), Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid, Spain, pp. 275-480.
- Gaston KJ (2009) Geographic range limits: achieving synthesis. *Proceedings Royal Society London B*. 276: 1395-1406
- Ghosn D, Vogiatzakis IN, Kazakis G, Dimitriou E, Moussoulis E, Maliaka V, Zacharias I (2010) Ecological changes in the highest temporary pond of western Crete (Greece): past, present and future. *Hydrobiologia*, 1-16.

- Gilbert J, Campillo D, Arqués JM, Garcia-Olivares E, Borja C, Lowenstein J (1998) Hominid status of the Orce cranial fragment reasserted. *Journal of Human Evolution* 34: 203-217.
- Gómez-Rodríguez C, Bustamante J, Díaz-Paniagua C, Guisan A (2012) Integrating detection probabilities in species distribution models of amphibians breeding in Mediterranean temporary ponds. *Diversity and Distributions* 18: 260-272.
- Gómez-Rodríguez C, Díaz-Paniagua C, Serrano L, Florencio M, Portheault A (2009) Mediterranean temporary ponds as amphibian breeding habitats: the importance of preserving pond networks. *Aquatic Ecology* 43: 1179-1191
- González Bernáldez F (1992) Los paisajes del agua: Terminología popular de los humedales. J. M. Reyero, Editor. Madrid. Pp: 257.
- González de la Vega JP (1988) Anfibios y Reptiles de la provincia de Huelva. ERTISA. Huelva. 337 pp.
- González-Fernández JE (2005) Catálogo de los anfibios de Andalucía conservados en el Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC) de Madrid. *Zoologica Baetica*, 16: 73-120.
- González-Miras E, Nevado JC (2008) Atlas de distribución de los anfibios de la provincia de Almería (sudeste ibérico, España) *Boletín Asociación Herpetológica Española* 19: 85-90.
- González-Miras E, Garcia-Cardenete L, Sánchez-Ruiz D (2012a) Programa de Actuaciones para la Conservación de los Anfibios Amenazados de Andalucía II. Andalucía oriental. Informe final. CMAOT. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía
- González-Miras E, García-Cardenete L, Tejedo M (2012b) Historia Natural. En: Seguimiento de *Alytes dickhilleni*: Informe final. Monografías SARE. Asociación Herpetológica Española. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio ambiente. Madrid pp:23-24
- González-Miras E, Valero J, Nevado J C (2003) Estado de conservación de enclaves acuáticos en la Sierra de los Filabres (Almería): implicaciones para los anfibios. En, Paracuellos M (Ed.): *Ecología, manejo y conservación de los humedales*, pp. 151-161. Colección Actas, 49. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería). Almería.

- Gonçalves H, Martínez-Solano I, Ferrand N, García-París M (2007) Conflicting phylogenetic signal of nuclear vs mitochondrial DNA markers in midwife toads (Anura, Discoglossidae, Alytes): deep coalescence or ancestral hybridization? *Mol Phylogenet Evol* 44:494–500.
- Goslee SC, Brooks RP, Cole CA (1997) Plants as indicators of wetland water source. *Plant. Ecol.* 131: 199-206.
- Gracia P (1988) Atlas de Distribución de los Anfibios en la Provincia de Granada. Memoria de Licenciatura. Universidad de Granada.
- Gracia P, Pleguezuelos JM (1990) Distribución de los anfibios en la provincia de Granada (SE de la Península Ibérica). *Anales de Biología* 1:71-84
- Graham TB (2002) Survey of aquatic macroinvertebrates and amphibians at Wupatki National Monument, Arizona, USA: An evaluation of selected factors affecting species richness in ephemeral pools. *Hydrobiologia* 486: 215-224
- Grillas P, Gauthier P, Yaverkovski N, Perennou C (Eds) (2004) Mediterranean Temporary Pools. Vol 1. Issues relating to conservation, functioning and management. Station biologique de la Tour du Valat, Arles, France ISBN : 2-9103-6850-5
- Guerrero JC, Real R, Antúnez A, Varga JM (1999) Asociaciones interespecíficas de los anfibios en los gradientes ambientales del sur de España. *Revista Española de Herpetología* 13: 49-59.
- Guicking D, Joger U, Wink M (2002) Molecular Phylogeography of the Viperine Snake *Natrix Maura* and the Dice Snake *Natrix tessellata*: first results. *Biota* 3: 49-59.
- Hamer AJ, McDonnell MJ (2008) Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological Conservation* 141: 2432–2449.
- Heyer W R, Donnelly MA, McDiarmid RW, Hayek LAC, Foster M S (eds.) (1994) Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington DC
- Hewitt GM (1996) Some genetic consequences of ice ages and their role in divergence and speciation. *Biological Journal of the Linnean Society* 58: 247-276.
- Hewitt GM (1999) Post-glacial recolonisation of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society* 68: 87-112.

- Hidalgo-Villa J, Pérez-Santigosa N, Díaz-Paniagua C (2002) The sexual behaviour of the pygmy newt, *Triturus pygmaeus*. *Amphibia-Reptilia*, 23: 393-405.
- Hosmer DW, Lemeshow S (2000) *Applied Logistic Regression*. Second edition. New York, NY, USA: John Wiley and Sons.
- Hsü KJ (1983) *The Mediterranean was a desert*. Princeton University Press, Princeton.
- IGN (2009) Hojas MTN 25. Servicio de documentación bibliográfica y Biblioteca. Instituto Geográfico Nacional. Madrid.
- IUCN (2001) *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- IUCN (2003) *Directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel nacional y regional. Versión 3.0*. Preparadas por la Comisión de Supervivencia de Especies de la IUCN. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- IUCN (2015) *IUCN Red List of Threatened Species*. <www.iucnredlist.org>.
- Jiménez-Valverde A, Lobo JM, Hortal J (2008) Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modeling. *Diversity and Distributions* 14: 885-890
- Johansson M, Primmer CR, Sahlsten J, Merilä J (2005) The influence of landscape structure on occurrence, abundance and genetic diversity of the common frog, *Rana temporaria*. *Glob Change Biol* 11:1664–1679
- Jones B, Gliddon C, Good JEG (2001) The conservation of variation in geographically peripheral populations: *Lloydia serotina* (*Liliaceae*) in Britain. *Biological Conservation* 101: 147-156.
- Junta de Andalucía (2004) *Ortofotografía digital de Andalucía*. ISBN: 84-96329-37-2
- Junta de Andalucía (2010) *Programa de Actuaciones para la Conservación de los Anfibios Amenazados de Andalucía*. Andalucía Oriental. Consejería de Medio Ambiente. Informe inédito. Sevilla. 81 pp.
- Kier G, Barthlott W (2001) Measuring and mapping endemism and species richness: a new methodological approach and its application on the flora of Africa. *Biodiversity and Conservation* 10: 1513-1529.
- Kyle CJ, Strobeck C (2002) Connectivity of peripheral and core populations of North American wolverines. *Journal of Mammalogy* 83 (4): 1141-1150.

- Kneitel JM, Lessin CL (2010) Ecosystem-phase interactions: aquatic eutrophication decreases terrestrial plant diversity in California vernal pools. *Oecologia* 163 (2): 461-469
- Knutson MG, Richardson WB, Reineke DM, Gray BR (2004) Agricultural ponds support amphibian populations. *Ecological Applications* 14 (3): 669-684
- Krijgsman W, Hilgen FJ, Raffi I, Siero FJ, Wilson DS (1999) Chronology causes and progression of the Messinian salinity crisis. *Nature*: 652-654.
- Krijgsman W (2002) The Mediterranean: Mare Nostrum of Earth sciences. *Earth and Planetary Science Letters* 205: 1-12.
- La Greca M (1990) Considerazioni sul popolamento animale dell'Africa orientale. *Biogeographia*, 14: 541-579.
- Laan R, Verboom B (1990) Effects of Pool Size and Isolation on Amphibian Communities. *Biological Conservation* 54: 251-262.
- Lagóstena Barrios L, Zuleta Alejandro F de B (2009) La captación, los usos y la administración del agua en Baetica: estudios sobre el abastecimiento hídrico en comunidades cívicas del Conventus Gaditanus. Universidad de Cádiz, Servicio de Publicaciones.
- Lanz K, Greenpeace España (1997) El libro del agua. Editorial Debate. Madrid. 300 pp. ISBN: 84-8306-059-0
- Legendre P (1993) Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74(6): 1659-1673
- Lehtinen RM, Galatowitsch SM (2001) Colonization of Restored Wetlands by Amphibians in Minnesota. *American Midland Naturalist* 145: 388-396
- Licht LE, Grant KP (1997) The effects of ultraviolet radiation on the biology of amphibians. *Am. Zool.* 37, 137-145.
- Lizana M (1997) *Bufo bufo*. En: Pleguezuelos, JM (Eds.) Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles de España y Portugal. Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada, Granada. Pp.152-154.
- Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Real R (2008) AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145-151.
- Lobo JM (2005) Santuarios y protección de la diversidad biológica: ¿Podemos seguir un criterio razonable? *Biojournal.net*, octubre 2005.

- Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Real R (2008) AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 17: 145–151.
- Lomolino MV, Riddle BR, Brown JH (2006) *Biogeography*. 3rd edition. Sinauer Associates, Inc. Sunderland. U.S.A.
- Lonergan L, White N (1997) Origin of the Betic-Rif mountain belt. *Tectonics* 16: 504–522.
- López Fernández ML, Piñas S, López FMS (2008) Macrobioclimas, bioclimas y variantes bioclimáticas de la España peninsular y balear, y su cartografía. *Publicaciones de Biología*. Universidad de Navarra, Serie Botánica 17: 229–236.
- López-González FJ (1995) Demografía y biología reproductora del gallipato *Pleurodeles waltl Michahelles, 1830* en medios acuáticos temporales de Salamanca. Tesis de Licenciatura. Universidad de Salamanca. 206 pp.
- Llorente GA, Montori A, Carretero MA, Santos X (2002) *Rana perezi*. En: Pleguezuelos JM; Márquez R; Lizana M (eds.) *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - A.H.E., Madrid, pp: 126-128.
- Llusía D, Márquez R, Beltrán JF, Moreira C, do Amaral JP (2013) Environmental and social determinants of anuran lekking behavior: intraspecific variation in populations at thermal extremes. *Behavioral Ecology and Sociobiology*
- Maia-Carvalho B, Gonçalves H, Ferrand N, Martínez-Solano I (2014) Multilocus assessment of phylogenetic relationships in *Alytes* (Anura, Alytidae). *Mol Phylogenet Evol* DOI: 10.1016/j.ympev.2014.05.033.
- Maiorano L, Falcucci A, Boitani L (2006) Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: Priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biological Conservation*, 133: 455-473.
- Manenti R, Ficetola GF, De Bernardi F (2008) Water, stream morphology and landscape: complex habitat determinants for the fire salamander *Salamandra salamandra*. *Amphibia-Reptilia* 00: 1-9.
- Margalef R (1989) *Limnología*. Omega. 1010 pp.
- Margules CR, Pressey RL (2000) Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.

- Márquez R (1992) Terrestrial paternal care and short breeding seasons: Reproductive phenology of the midwife toads *Alytes obstetricans* and *A. cisternasii*. *Ecography*, 15: 279-288.
- Marquez R (2004) Sapo partero ibérico - *Alytes cisternasii*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal LM, Salvador A (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Márquez R, Crespo EG (2002) *Alytes cisternasii*. Pp. 73-75. En: Pleguezuelos JM, 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, Madrid.
- Márquez AL, Real R, Olivero J, Estrada A (2011) Combining climate with other influential factors for modelling the impact of climate change on species distribution. *Climatic Change*, 108: 135-157.
- Marsh D M y Trenham P C (2001). Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15(1): 40-49.
- Martín-Martín JA, Braga JC, Gómez-Pugnaire MT (2008) Itinerarios geológicos por Sierra Nevada. Guía de campo por el Parque Nacional y Parque Natural de Sierra Nevada. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 267 pp
- Martínez-Solano, I (2014) Sapillo pintojo ibérico - *Discoglossus galganoi*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador A, Martínez-Solano, I (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Martínez-Solano I, Gonçalves HA, Arntzen JW, García-Paris M (2004) Phylogenetic relationships and biogeography of midwife toads (*Discoglossidae: Alytes*). *Journal of Biogeography* 31: 603-618.
- Mateo JA (2002) Áreas importantes para la herpetofauna española. En: Pleguezuelos JM; Márquez R; Lizana M (eds.) Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - A.H.E., Madrid, pp: 483-500.
- Mazerolle MJ, Bailey LL, Kendall WL, Royle A, Converse SL, Nichols JD (2007) Making Great Leaps Forward: Accounting for Detectability in Herpetological Field Studies. *Journal of Herpetology* 41 (4): 672-689.

- Miaud C, Sanuy D, Avrillier J N (2000) Terrestrial movements of the natterjack toad *Bufo calamita* (Amphibia, Anura) in a semi-arid, agricultural landscape. *Amphibia-Reptilia*, 21: 357-369.
- MMARM. Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino (2011) El Libro digital del agua. Madrid. <http://servicios2.marm.es/sia/visualizacion/lda/>.
- Montgomery DC, Peck EA (1992) Introduction to Linear Regression Analysis. New York, NY, USA: Wiley.
- Montori A, Herrero P (2004) Caudata. En: *Amphibia, Lissamphibia*. García-París, M., Montori, A., Herrero, P. Fauna Iberica, vol. 24. Ramos, M.A. et al. (Eds.), Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid, Spain, pp. 41-275.
- Moore JL, Balmford A, Brooks T, Burgess ND, Hansen LA, Rahbek C, Williams PH (2003) Performance of Sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation Biology* 17 (1): 207-218.
- Morales JJ, Lizana M, Del Arco C (2002) Análisis de la distribución altitudinal de la herpetofauna en tierras de Segovia. *Revista Española de Herpetología*, 16: 29-42.
- Moran PAP (1950) Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika*, 37: 17-23
- Morell I (2008) Los Manantiales. En: Castillo-Martín A (Coord.) Manantiales de Andalucía. Agencia Andaluza del Agua-Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, pp: 28-36
- Muñoz AR, Real R, Barbosa AM, Vargas JM (2005) Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning. *Diversity and Distributions* 11: 477-486.
- Myers N, Mittermeyer RA, Mittermeyer CG, da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Nakagawa S (2004) A farewell to Bonferroni: the problems of low statistical power and publication bias. *Behavioral Ecology* 15: 1044-1045.
- Navarro-González I, Pérez-Luque AJ, Bonet FJ, Zamora R (2013) The weight of the past: land-use legacies and recolonization of pine plantations by oak trees, *Ecological Applications* 23(6): 1267-1276, <http://dx.doi.org/10.1890/12-0459.1>

- Nicieza A G, Choda M, Álvarez D (2010) Estructura genética de poblaciones subdivididas: identificación de unidades de conservación de anfibios en la Cordillera Cantábrica. En “Anfibios y reptiles del Parque Nacional de los Picos de Europa” (Ayllón E. coord.) Organismo Autónomo de Parques Nacionales pp: 188-203
- Ninyerola M, Pons X, Roure JM (2005) Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. ISBN 932860-8-7. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.
- O'Donnell RP, Quinn T, Hayes MP, Ryding KE (2007) Comparison of Three Methods for Surveying Amphibians in Forested Seep Habitats in Washington State. *Northwest Science* 81 (4): 274-283.
- Oertli B, Céréghino R, Hull A, Miracle R (2009) Pond conservation: from science to practice. *Hydrobiología* 634:1-9.
- Olson DH, Anderson PD, Frissell CA, Welsh Jr HH, Bradford DF (2007) Biodiversity management approaches for stream-riparian areas: Perspectives for Pacific Northwest headwater forests, microclimates, and amphibians. *Forest Ecology and Management* 246 (1): 81-107
- Ortega F, Paracuellos M, Guerrero F (2004) Corología de macrófitos acuáticos en Andalucía oriental. *Lazaroa* 25: 179-185
- Paracuellos M (2003) Ecología, Manejo y Conservación de los Humedales. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería. Pp: 257
- Parris KM (1999) Review: Amphibian surveys in forests and woodlands. *Contemporary Herpetology* 1: 1-14
- Pearce J, Ferrier S (2000) An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling*, 128: 127-147.
- Pérez-Bote JL, Muñoz A, Méndez E, Roso R, Martín AB, Romero AJ, López MT (2005) Grandes branquiópodos: importancia ecológica y conservación. *Ecosistemas* 2.
- Pritchard JK, Stephens M, Donnelly P (2000) Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155:945-959
- Pierce BA, Hall AS (2013) Call latency as a measure of calling intensity in Anuran auditory surveys. *Herpetological Conservation and Biology* 8(1): 199-206.

- Pleguezuelos JM, Feriche M (2003) Anfibios y reptiles. Los Libros de la Estrella nº 18. Granada, Guías de la Naturaleza. Diputación de Granada, Granada. 185pp.
- Pleguezuelos JM, Márquez R, Lizana M (eds.) (2002) Atlas y libro rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Asociación Herpetológica Española. Madrid, pp. 578.
- Pleguezuelos JM, Reques R, Caro J (2004) Parajes importantes para la conservación de anfibios y reptiles en Andalucía. Informe primero. Julio 2004. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- Pleguezuelos JM, Fahd S, Carranza S (2008) El papel del Estrecho de Gibraltar en la conformación de la actual fauna de anfibios y reptiles en el Mediterráneo Occidental. Bol. Asoc. Herpetol. Esp. 19: 1-16
- Ramírez JM, Vargas JM (1992) Contribución de la Biogeografía a la gestión del medio ambiente y a la conservación de las especies. En: Vargas, J. M., Real, R. y Antúnez, A. (Eds.). Objetivos y métodos biogeográficos. Aplicaciones en Herpetología. Monografías de Herpetología, 2: 95-106.
- Rapoport EH (1982) Areography. Geographical strategies of species. Pergamon Press, Oxford.
- Real R (1991) Modelos de distribución de los anfibios en las cuencas fluviales de Europa a tres escalas geográficas. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga.
- Real R, Barbosa A, Vargas JM (2006a) Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. Environmental and Ecological Statistics 13: 237-245
- Real R, Estrada A, Barbosa AM, Vargas JM (2006b) Aplicación de la lógica difusa al concepto de rareza para su uso en Gap Analysis: el caso de los mamíferos terrestres en Andalucía. Serie Geográfica, 13: 99-116.
- Real R, Guerrero JC, Antúnez A, Olivero J, Vargas JM (2001a) Respuestas corológicas de las especies de anfibios frente a los gradientes ambientales en el Sur de España. I. Patrones individualistas. Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat (Sec. Biol.) 96 (3-4): 243-249
- Real R, Guerrero JC, Antúnez A, Olivero J, Vargas JM (2001b) Respuestas corológicas de las especies de anfibios frente a los gradientes ambientales en el Sur de España. II. Patrones comunes. Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat (Sec. Biol.) 96 (3-4): 251-261

- Real R, Vargas JM, Antúnez A (1993) Environmental influences on local amphibian diversity: the role of floods on river basins. *Biodiversity and Conservation* 2: 376-399
- Recuero E (2010) Sapo de espuelas – *Pelobates cultripes* Cuvier, 1829. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador A, Martínez-Solano I (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
<http://www.vertebradosibericos.org/>
- Recuero E, Canestrelli D, Vörös J, Szabó K, Poyarkov NA, Arntzen JW, Crnobrnja-Isailovic J, Kidov AA, Cogalniceanu D, Caputo FP, Nascetti G, Martínez-Solano I (2012) Multilocus species tree analyses resolve the radiation of the widespread *Bufo bufo* species group (Anura, Bufonidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 62:71-86
- Reques R (2005) Sapillo moteado ibérico – *Pelodytes ibericus* Sánchez-Herráiz, Barbadillo, Machordom y Sanchíz, 2000. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador A, Martínez-Solano I (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Reques R (2014) Tritón pigmeo – *Triturus pygmaeus* Wolterstorff, 1905. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador A, Martínez-Solano I (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
<http://www.vertebradosibericos.org/>
- Reques R, Caro J, Pleguezuelos JM (2006) Parajes importantes para la conservación de anfibios y reptiles en Andalucía. Informe inédito. Junta de Andalucía, Sevilla. 572pp.
- Reques R, Tejedo M (1991) Fenología y hábitats reproductivos de una comunidad de anfibios en la Sierra de Cabra (Córdoba). *Revista Española de Herpetología* 6: 49-54.
- Reques R, Tejedo M (1997) Reaction norms for metamorphic traits in natterjack toads to larval density and pond duration. *Journal of Evolutionary Biology*, 10: 829-851.
- Reques R, Tejedo M (2002) *Bufo calamita* (Laurenti, 1768) Sapo corredor. In: Pleguezuelos JM, 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. Madrid.

- Reques R, Tejedo M (2008) Crear charcas para anfibios: una herramienta eficaz de conservación. *Quercus* 273: 15-20.
- Rey Benayas JM, de la Montaña E (2003) Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation*, 114: 357-370.
- Rey Benayas, JM, de La Montaña E, Belliure J, Eekhout XR (2006) Identifying areas of high herpetofauna diversity that are threatened by planned infrastructure projects in Spain. *Journal of Environmental Management*, 79 (3): 279-289.
- Rhazi L, Grillas P, Rhazi M, Aznar JC (2009) Ten-year dynamics of vegetation in a Mediterranean temporary pool in western Morocco. *Hydrobiologia* 634(1):185-194
- Richter-Boix A, Llorente GA, Montori A (2006a) A comparative analysis of the adaptive developmental plasticity hypothesis in six Mediterranean anuran species along a pond permanency gradient. *Evolutionary Ecology Research*, 8: 1139-1154.
- Richter-Boix,A, Llorente GA, Montori A (2006b) Breeding phenology of an amphibian community in a Mediterranean area. *Amphibia-Reptilia*, 27: 544-549.
- Richter-Boix A, Llorente GA, Montori A (2007) Structure and dynamics of an amphibian metacommunity in two regions. *Journal of Animal Ecology* 76: 607-618.
- Rodríguez-Jiménez, AJ (1986) Notes on phenology and ecology of *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874) during larval development and metamorphosis in temporary streams. *Miscellanea Zoologica*, 10: 247-252.
- Romero D, Olivero J, Brito JC, Real R (2015) Comparison of approaches to combine species distribution models based on different sets of predictors. *Ecography*, 38: 001-011.
- Romero D, Olivero J, Marquez AL, Baez JC, Real R (2014) Uncertainty in distribution forecasts caused by taxonomic ambiguity under climate change scenarios: a case study with two newt species in mainland Spain. *Journal of Biogeography* 41: 111-121.
- Romero D, Olivero J, Real R (2013) Comparative assessment of different methods for using landcover variables for distribution modelling of *Salamandra salamandra longirotris*. *Environmental Conservation*,

doi: 10.1017/S0376892912000227

- Romero J, Real R (1996) Macroenvironmental factors as ultimate determinants of distribution of common toad and natterjack toad in the south of Spain. *Ecography* 19: 305-312.
- Romo H, Munguira M, García-Barros E (2007) Area selection for the conservation of butterflies in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30 (1): 7-27.
- Rosenhauer WG (1856) Die Thiere Andalusiens nach dem Resultate einer Reise zusammengestellt, nebst den Beschreibungen von 249 neuen oder bis jetzt noch umbeschriebenen Gattungen and Arten. Theodor Blaesing. Erlangen. 429pp
- Ronquist F (1997) Dispersal-vicariance analysis: a new approach to the quantification of historical biogeography. *Systematic Biology* 46: 195-203.
- Ruiz E (2008) Management of Natura 2000 habitats. 3170 *Mediterranean temporary ponds. European Commission
- Ruhí A, San Sebastian O, Feo C, Franch M, Gasco S, Richter-Boix A, Boix D, Llorente G (2012) Man-made Mediterranean temporary ponds as a tool for amphibian conservation. *Annales de Limnologie Internationale* 48: 81-93.
- Russell KR, Guynn (Jr) DC, Hanlin HG (2002) Importance of small isolated wetlands for herpetofaunal diversity in managed, young growth forests in the Coastal Plain of South Carolina. *Forest Ecology and Management* 163: 43-59.
- Safriel UN, Volis S, Kark S (1994) Core and periphery populations and global climate. *Israel Journal of Plant Sciences* 42: 331-345.
- Salvador A (1985) Guía de campo de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias. Edición del autor. León. 211pp.
- Salvador A (2014) Gallipato - *Pleurodeles waltl* Michahelles, 1830. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador A, Martínez-Solano I (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
<http://www.vertebradosibericos.org/>
- Sanchez-Montoya MM, Vidal-Abarca MR, Suárez ML (2010) Comparing the sensitivity of diverse macroinvertebrate metrics to a multiple stressor gradient in Mediterranean streams and its influence on the assessment of ecological status. *Ecological Indicators* 10: 896-904.

- Sánchez-Herráiz MJ, (2004) Análisis de la diferenciación genética, morfológica y ecológica asociadas a la especiación en el género *Pelodytes* (*Anura*, *Pelodytidae*). Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Sancho V, Lacomba I (2010) Conservación y Restauración de Puntos de Agua para la Biodiversidad. Colección Manuales Técnicos de Biodiversidad, 2. Generalitat. Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge. 168 pp
- Sanuy D, Joly P (2009) Olfactory cues and breeding habitat selection in the natterjack toad, *Bufo calamita*. *Amphibia-Reptilia*, 30 (4): 555-559.
- Saunders DL, Meeuwig JJ, Vicent ACJ (2002) Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. *Conservation Biology* 16 (1): 30-41
- Scheffer M, van Geest GJ, Zimmer K, Jeppesen E, Sondergaard M, Butler MG, Hanson MA, Declerck S, De Meester L (2006) Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112 (1): 227-231
- Schmidt BR (2003) Count data, detection probabilities, and the demography, dynamics, distribution, and decline of amphibians. *C. R. Biologies* 326 pp: 119-124
- Scoccianti C (2001) Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione [Amphibia: Aspects of Conservation Ecology]. WWF Italia, Sezione Toscana. Editore Guido Persichino Grafica. Firenze. 430 pp.
- Searcy CA, Gabbai-Saldate E, Shaffer HB (2013) Microhabitat use and migration distance of an endangered grassland amphibian. *Biological Conservation*. 158: 80-87.
- Semlitsch RD, Bodie JR (1998) Are small isolated wetlands expendable? *Conservation Biology* 12: 1129-1133
- Semlitsch RD, Jesen JB (2001) Core habitat, not buffer zone. *National Wetlands Newsletter* 23 (4): 5-11
- Sillero N (2014) Ranita meridional – *Hyla meridionalis*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador A, Martínez-Solano I (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Sinsch U (1992) Structure and dynamic of a Natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia*, 76: 399-407

- Stevens VM, Verkenne C, Vandewoesrijne S, Wesselingh RA, Baguette M (2006) Gene flow and functional connectivity in the natterjack toad. *Molecular Ecology* 15: 2333-2344. doi: 10.1111/j.1365-294X.2006.02936.x
- Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rodrigues ASL, Fischman DL, Waller RW (2004) Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306: 1783-1786.
- Suárez ML, Mellado A, Sánchez-Montoya MM, Vidal-Abarca MR (2005) Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura. *Limnetica*, 24(3-4): 305-318.
- Taberlet P, Fumagalli L, Wust-Saucy AG, Cosson JF (1998) Comparative phylogeography and postglacial colonization routes in Europe. *Molecular Ecology* 7: 453-464.
- Tejedo M (2003) El declive de los anfibios. La dificultad de separar las variaciones naturales del cambio global. *Munibe* 16: 20-43. Donostia - San Sebastián.
- Tejedo M, Reques R, Gasent JM, González de la Vega JP, Barnestein JAM, García-Cardenete L, González-Miras E, Donaire D, Sánchez-Herráiz MJ, Marangoni F (2003) Distribución de los anfibios endémicos de Andalucía: estudio genético y ecológico de las poblaciones. Consejería de Medio Ambiente - C.S.I.C. Sevilla. 173 pp
- Traba J, García de la Morena EL, Morales MB, Suárez F (2007) Determining high value areas for steppe birds in Spain: hot spots, complementarity and the efficiency of protected areas. *Biodiversity Conservation*, 16: 3255-3275.
- Vaughan IP y Ormerod SJ (2003) Improving the quality of distribution models for conservation by addressing shortcomings in the field collection of training data. *Conservation Biology* 17: 1601-1611
- Vidal-Abarca MR, Suárez-Alonso ML (2007) Un modelo conceptual sobre el funcionamiento de los ríos mediterráneos sometidos a perturbaciones naturales (riadas y sequías). *Limnetica* 26 (2): 277-292.
- Veith M, Mayer C, Samroui B, Donarire D, Bogaerts S (2004) Fron Europe to Africa and viceversa: evidence for multiple intercontinental dispersal in ribber salamanders (Genus *Pleurodeles*). *Journal of Biogeography*, 31: 159-171.

- Wald A (1943) Tests of statistical hypotheses concerning several parameters when the number of observations is large. *Transactions of the American mathematical society*, vol. 54 (1-3): 426-482. DOI: 10.2307/1990256
- Warwick NWM y Brock MA (2003) Plant reproduction in temporary wetlands: the effects of seasonal timing, depth, and duration of flooding. *Aquatic Botany* 77:153-167.
- Welsh HH y Ollivier LM (1998) Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: a case study from Californix Redwoods. *Ecological Applications* 8 (4): 1118-1132
- Whittaker RJ, Araújo MB, Jepson P, Ladle RJ, Watson JEM, Willis KJ (2005) Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11: 3-23.
- Whittaker RJ, Nogués-Bravo D y Araújo MB (2007) Geographical gradients of species richness: a test of the water-energy conjecture of Hawkins et al. (2003) using European data for five taxa. *Global Ecology and Biogeography* 16: 76-89.
- Williams DD (2006) *The Biology of Temporary Waters*. Oxford University Press, Oxford.
- Yip JY, Corlett RT, Dudgeon D (2004) A fine-scale Gap Analysis of the existing protected area system in Hong Kong, China. *Biodiversity and Conservation*, 13: 943-957.
- Zacharias I, Dimitriou E, Dekker A, Dorsman E (2007) Overview of temporary ponds in the Mediterranean region: threats, management and conservation issues. *J Environ Biol* 28(1):1-9
- Zacharias I y Parasidoy A, Bergmeier E, Kehayias G, Dimitriou E, Dimopoulos P (2008) A “DPSIR” model for mediterranean temporary ponds: European, national and local scale comparisons. *Ann Limnol Int J Lim* 44(4): 253-266.
- Zacharias I y Zamparas M (2010) Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem. *Biodiversity Conservation* 19: 3827 - 3834
- Zug GR (1993) *Herpetology: An introductory biology of amphibians and reptiles*. Academic Press. San Diego. 527 pp.

Apéndice I. Ficha de campo

Ficha de campo para el estudio de los anfibios y los microhábitats acuáticos			
1. Generalidades		Hora inicial: <input type="text"/>	Nº ficha día <input type="text"/> N° <input type="text"/>
Fecha: <input type="text"/>	Hora final: <input type="text"/>	Autor/es: <input type="text"/>	
2. Localización			
Nombre del paraje: <input type="text"/>	Cuenca: <input type="text"/>		Hoja mapa: <input type="text"/>
Municipio: <input type="text"/>	Alitud: <input type="text"/>	Denominación UTM: <input type="text"/>	
Provincia: <input type="text"/>	Pendiente %: <input type="text"/>	Coord X: <input type="text"/>	Coord Y: <input type="text"/>
Orientación: <input type="text"/>			
Descripción acceso: <input type="text"/>			
3. Medio físico			
Tipología hábitat: <input type="radio"/> Cultivos secano <input type="radio"/> Cultivos regadio <input type="radio"/> Erial <input type="radio"/> Matorral bajo (p.e.tomillar) <input type="radio"/> Matorral medio (p.e.romeral) <input type="radio"/> Matorral alto (p.e.jaral) <input type="radio"/> Arbustivo (p.e.retamal) <input type="radio"/> Arbustivo (espinar) <input type="radio"/> Pinar autóctono <input type="radio"/> Bosque planifolio perenne <input type="radio"/> Bosque planifolio caduco <input type="radio"/> Repoblación	Tª en °C, a 1m suelo: <input type="text"/> H%: <input type="text"/> Meteorología: <input type="radio"/> Despejado <input type="radio"/> Nubes y claros <input type="radio"/> Nublado <input type="radio"/> Niebla <input type="radio"/> LLuvia <input type="radio"/> Tormenta <input type="radio"/> Granizo <input type="radio"/> Nieve	Orografía y Paisaje: <input type="radio"/> Rocas: <input type="radio"/> Igneas volcánicas <input type="radio"/> Igneas plutónicas <input type="radio"/> Sedim detrítica <input type="radio"/> Sedim química <input type="radio"/> Metam esquistosa <input type="radio"/> Metam no esquistosa	Viento*: <input type="radio"/> 0 <input type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5
Descripción Vegetación: <input type="text"/>		Fauna terrestre o aérea: <input type="text"/>	
4. Microhábitat acuático			
4.1 Descripción Tipo microhábitat: <input type="radio"/> Río <input type="radio"/> Arroyo <input type="radio"/> Humedal <input type="radio"/> Nacimiento a cauce <input type="radio"/> Manantial <input type="radio"/> Mina de agua <input type="radio"/> Rezume <input type="radio"/> Charco eventual <input type="radio"/> Charca natural	Infraestructura asociada*: <input type="radio"/> Fuente <input type="radio"/> Pilón/Abrevadero <input type="radio"/> Balsa plástico <input type="radio"/> Balsa tierra <input type="radio"/> Alberca/Estanque <input type="radio"/> Aljibe <input type="radio"/> Acequia <input type="radio"/> Tubería <input type="radio"/> Pozo	Dimensiones infraestructura (m) Longitud: <input type="text"/> Anchura: <input type="text"/> Profundidad: <input type="text"/> Nivel del agua: <input type="text"/> Croquis: <input type="text"/>	
4.2 Usos y aprovechamientos Usos: <input type="radio"/> Abastecimiento <input type="radio"/> Regadio <input type="radio"/> Ganadero <input type="radio"/> Recreativo <input type="radio"/> Sin usos		4.3 Vegetación Sumergida: <input type="text"/> Perimetral: <input type="text"/>	
4.4 Fauna Macroinvertebrados: <input type="text"/> Fotos: Vertebrados: <input type="text"/>		4.5 Estado del agua Movimiento: <input type="text"/> Color: <input type="text"/> pH: <input type="text"/> Cond. (mS): <input type="text"/> Tª °C: <input type="text"/>	
5. Estatus jurídico		6. Amenazas	
Propiedad: <input type="radio"/> Pública <input type="radio"/> Consorciada <input type="radio"/> Privada Nombre: <input type="text"/> Figura de protección: <input type="radio"/> Parque Nacional <input type="radio"/> Parque Natural <input type="radio"/> Reserva Natural <input type="radio"/> Paraje Natural <input type="radio"/> Paisaje Protegido <input type="radio"/> Monumento Natural <input type="radio"/> Reserva Natural Concertada <input type="radio"/> Parque Periurbano <input type="radio"/> Figura de protección internacional <input type="radio"/> Sin protección		<input type="radio"/> Sin amenazas <input type="radio"/> Contaminación química <input type="radio"/> Contaminación orgánica <input type="radio"/> Bombeos <input type="radio"/> Desmontes <input type="radio"/> Construcciones <input type="radio"/> Vertidos y suciedad <input type="radio"/> Especies alóctonas <input type="radio"/> Abandono <input type="radio"/> Riadas <input type="radio"/> Sequia <input type="radio"/> Captura de agua <input type="radio"/> Limpiezas o vaciados <input type="radio"/> Excesivo ganado <input type="radio"/> Otro...	
7. Observaciones		8. Distancia recorrida	
		<input type="text"/>	

Viento:

0. Calma. 0-2 Km/h. El humo sube verticalmente.
1. Ventolina. 2-6 Km/h. Se define la dirección del viento por la del humo.
2. Brisa muy débil. 7-11Km/h. El viento se nota en la cara. Las hojas de los árboles se mueven.
3. Brisa débil. 12-19 Km/h. Las hojas de los árboles se mueven continuamente.
4. Brisa moderada. 20-29 Km/h. Se mueven las ramas pequeñas, se levanta polvo.
5. Viento fuerte. >30 Km/h. Se mueven los árboles pequeños, se forman olas en la laguna.

Infraestructura asociada:

Balsa plástica ó tierra. Hueco del terreno que se llena de agua, natural o artificialmente.

Pilón/Abrevadero. Receptáculo de piedra u otro material, que se construye en las fuentes para que, cayendo el agua en él, sirva de abrevadero, de lavadero o para otros usos. / Estanque, pilón o paraje del río, arroyo o manantial a propósito para dar de beber al ganado.

Alberca/Estanque. Depósito artificial de agua, con muros de fábrica, para el riego. / Balsa construida para remansar o recoger el agua, con fines utilitarios, como proveer al riego, criar peces, etc., o meramente ornamentales.

Aljibe. Depósito subterráneo de agua.

Color de agua:

0. Transparente
1. Semitransparente verde
2. Semitransparente marrón
3. Semitransparente negra o gris
4. Opaca verde (con algas unicelulares)
5. Opaca marrón (con solutos de tierra)
6. Opaca gris (solución contaminada)

Movimiento del agua:

0. Estancada sin renovación
1. Estancada con renovación (flujo laminar, sin mover toda la masa de agua)
2. Circulación lenta < 20 cm / 5 s
3. Circulación rápida > 20 cm / 5 s
4. Circulación muy rápida > 20 cm / 1 s

Tipos biológicos:

- Helófitos.** Plantas con raíz implantada en el sedimento inundado, pero con la mayor parte de sus estructuras vegetativas y reproductoras emergentes (por ejemplo Phragmites, Typha, Juncus, Scirpus). El intercambio gaseoso lo realizan directamente de la atmósfera, pero los nutrientes los toman del agua intersticial de los sedimentos. La orla de helófitos natural es indicador de un buen estado ecológico.
- Anfífitos.** Son plantas enraizadas, pero que tienen todas o partes de sus hojas flotantes (Ranunculus, Nymphaea). Las hojas flotantes realizan intercambio gaseoso directamente de la atmósfera y las sumergidas que, normalmente son filiformes, lo hacen con el agua. Los nutrientes, los toman de los sedimentos.
- Limnófitos o hidrófitos.** Son plantas enraizadas, pero que tienen toda su parte vegetativa sumergida (Myriophyllum, Potamogeton, Zannichelia, Characeas). El intercambio gaseoso lo realizan en el seno del agua y los nutrientes los pueden tomar del sedimento ó del agua directamente, dependiendo de la concentración que tengan en ésta. Una misma especie puede cambiar su estrategia en función de las condiciones ambientales.
- Pleusófitos.** Plantas acuáticas errantes, yacentes o suspendidas, como Lemna y Azolla, cuyas raíces están sumergidas en el agua, de la que toman los nutrientes, aunque realizan el intercambio gaseoso con la atmósfera. Un desarrollo masivo de estas macrófitas puede limitar severamente la penetración de la luz.

Apéndice II

Estadística descriptiva de las variables cuantitativas, sobre n=568.
Cada variable está expresada en su unidad de medida.

	Mínimo	%	Máximo	%	Moda	Media	n
Longitud (X)	268019		604303				568
Latitud (Y)	3996453		4154745				568
Nº visitas	1	85,6	8	0,1	1	1,2	568
Tª aire	1°C	0,2	31°C	1,3	18 °C	19,4°C	459
Altitud	2 m	0,2	3180 m	0,2	-	912,2m	568
Viento	1	44,5	6	1,6	1	1,98	490
Conectividad	0	2	3	16,9	2	1,81	550
Conservación	1	58	3	4,2	1	1,46	550
Vegetación	0	14,2	3	10,7	1	1,29	550
Macroinvertebrados	0	11,1	3	2,9	1	1,34	550
Color	1	65,2	7	2,2	1	1,98	492
Movimiento	1	39,5	5	2	1	1,91	488
pH	5,8	0,5	9,7	0,5	8,2	7,969	218
Conductividad	0,00 mS	15,2	7,98 mS	0,5	0	0,7338	217
Tª agua	4,3°C	0,4	31,1°C	0,4	17,5	16,6051	226
Longitud	0,6 m	0,8	400 m	0,3	15	16,666	382
Anchura	0,3 m	0,3	200 m	0,3	5	8,5029	375
Profundidad	0,02 m	0,3	15 m	0,3	1,2	1,0274	310
Nivel del agua	0 m	1,9	7 m	0,3	1,2	0,7255	310
Superficie	0,24 m ²	0,6	11200 m ²	0,3	50	188,83	310
Volumen estanque	0 m ³	0,3	17920 m ³	0,3	-	302,7	310
Volumen agua	0 m ³	2,3	17920 m ³	0,3	-	254,08	309

Tablas de valoración de los puntos de agua muestreados por cuencas hidrográficas.

Tabla 1 Lugares muestreados en la cuenca del río **Almanzora** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	Macroinvertebrados	Tipología natural	infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
199	La Rosariera. Sierra de Filabres	2	2	1	2	1	3	1	3	2	17
198	Los Gayubares. Sierra de Filabres	1	2	0	2	1	3	1	3	2	15
1315	Fuente de Martín, El Hijáte	2	2	2	2	1	2	2	1	1	15
1323	Fuente del Consuelo	2	2	1	1	1	1	2	2	2	14
1322	Fuente de San Rafael	2	2	1	1	1	1	1	2	2	13
1324	Fuente del Carmen, Rambla de los Pardos	2	2	1	1	1	1	2	2	1	13
1316	Cela, camino antiguo de Baza - Purchena	0	2	0	2	1	1	3	1	2	12
1317	Fuente Poveda, área recreativa	0	1	0	1	2	3	1	2	2	12
1320	Rambla de Somontín	2	2	1	1	1	1	1	2	1	12
1326	Fuente del Acebuche, Los Gateros	2	2	1	1	1	1	1	2	1	12
1333	La Fuente del Tío Molina	2	2	1	2	1	1	0	1	2	12
1798	Casas Bajas, Alto Almanzora	1	1	1	2	1	1	2	1	1	11
1329	Cortijo de García	1	1	0	2	1	1	2	1	1	10
1330	Cortijo del Cabecero	2	2	0	1	1	1	1	1	1	10
1331	Los Arrellanos, junto camino de Arrellana	1	1	0	1	1	1	3	1	1	10
1318	Huerta de Requena, cerca de Cela	1	1	0	1	1	1	2	1	1	9
1327	Fuente del Pilar de La Hoya	1	0	1	1	1	1	1	2	1	9
1797	Fuente Nueva, Filabres	1	1	0	2	1	1	1	1	1	9
1319	Rambla de Lúcar	2	1	0	1	0	0	2	1	1	8
1321	El Morrón de la Cruz, rambla del Saliente	0	2	0	1	1	1	0	1	2	8
1328	Fuente Nueva. Las Minas.	1	1	1	1	0	0	1	2	1	8
1782	El Espilo	1	1	0	1	1	1	1	1	1	8
1783	Los Sapos, Sierra de Filabres	1	1	0	1	1	1	0	2	1	8
1785	El Sauco, Sierra de Filabres	1	1	0	1	1	1	0	2	1	8

1325	Fuente del Estrecho, Los Llanos	1	1	0	1	0	0	1	2	1	7
1799	Rambla del Pino, Sierra de las Estancias	1	1	0	1	1	1	0	1	1	7
1332	La Terrera, El Collao (camino a Pozo Sáez)	0	1	0	1	1	1	0	1	1	6

Tabla 2 Lugares muestreados en la cuenca del río **Aguas** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	MacroInvertebrados	Tipología natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
1770	Cañada de Méndez, hacia Cala del Plomo	2	2	2	0	1	1	1	2	1	12
179	Fuente de La Serreta	1	1	2	2	1	1	2	1	1	12
181	Fuente de Los Arejos	1	2	2	0	1	1	1	2	1	11
176	Campo de Golf, Agua de Enmedio	2	1	0	2	1	1	1	1	2	11
174	Laguna, desembocadura del río Aguas	1	1	2	0	1	1	2	2	1	11
180	Barranco de La Herradura, carretera de La Herradura a Gafarillos	1	1	2	0	1	1	1	2	1	10
178	Fuente de Los Carboneros	1	1	0	1	1	1	2	1	1	9
1802	La Limera, Sierra Cabrera	1	1	0	1	1	1	1	2	1	9
175	Balsa junto río Aguas	1	1	0	1	1	1	2	1	1	9
1786	Cortijo Los Peralicos, S ^a Cabrera	1	1	0	1	1	1	1	1	1	8
1803	Cañarico, Cabo de Gata	1	1	0	1	1	1	1	1	1	8
177	Fuente de la Cueva de Los Pájaros	1	1	0	0	0	0	2	2	1	7

Tabla 3 Lugares muestreados en el **Campo de Níjar** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	Macroinvertebrados	Tipología natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
1766	Fuente del Escribano	3	2	0	1	1	1	3	2	1	14
1764	Rambla del Agua en camino a Cortijo Cuerdas	1	1	2	1	1	1	1	2	2	12
1789	Minas de Laquez, S ^a Alhamilla	1	1	1	1	1	1	1	1	2	10
1767	Cortijo de Los Olivos	0	1	0	1	1	1	3	1	1	9
1768	Rambla del Granadillo	1	2	2	0	0	0	1	1	2	9
1646	arroyo Cerro de Las Cañadillas, Monsul	1	0	0	1	1	1	0	2	2	8
1762	Barranco del Castillo, Cuevas de los Ubedas	1	1	0	0	1	1	1	2	1	8
1765	Fuente de la Cayuela	1	1	2	1	0	0	1	1	1	8
1771	Fernán Pérez	1	1	0	1	1	1	1	1	1	8
173	Sierra Alhamilla, camino de Huebro	0	1	0	1	1	1	0	1	1	6
1763	Rambla del Agua, alberca	2	1	0	0	0	0	1	1	1	6
1769	El Albardinar	0	1	0	1	0	0	1	1	1	5

Tabla 4 Lugares muestreados en la cuenca del río **Andarax** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	Macroinvertebrados	Tipología natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
470	Barranco del Horcajo 1	3	2	2	0	1	3	2	2	3	18
1113	Mina de La Gabiarra. S ^a Nevada	2	2	2	1	2	3	2	2	2	18
606	Barranco de Las Chorreras	1	2	2	2	1	3	2	2	3	18
607	Barranco de La Mina, antes del A.R.Las Rozas	1	3	2	0	1	3	2	2	3	17
1114	Bco. de Palomeras, charca-nacimiento encima de la mina de La Gabiarra	2	2	2	0	1	3	2	2	2	16

Bloque V: Enfoque final

598	Loma de Las Navas	3	2	2	1	1	1	2	2	2	16
309	Fuente de Los Boliches	1	2	0	2	1	3	2	2	2	15
1180	Arroyo de la Fuente Encañada	3	2	2	0	1	1	2	2	2	15
488	Área recreativa La Fraguara. S ^a Baza	2	2	0	1	1	3	2	2	2	15
605	Barranco de Los Chortales	3	2	2	0	1	1	2	2	2	15
1068	A. Recreativa Fuente de Agua Agria	2	2	2	1	1	1	2	1	2	14
1181	Haza de La Cuesta	2	2	2	0	1	1	2	2	2	14
1069	A. Recreativa El Nacimiento	2	2	1	1	1	1	1	2	2	13
1779	Área recreativa La Parra. S ^a de Gádor	1	1	0	1	1	3	2	2	2	13
923	alberca cortijo de Las Fuentes	2	2	2	1	1	1	1	2	1	13
922	Refugio del Cerecillo	1	1	0	1	1	3	2	2	2	13
1297	Arroyo Nacimiento	1	2	2	0	0	0	2	3	3	13
608	Barranco de Peña, Fuente Agria	1	2	2	0	1	1	2	2	2	13
939	Cortijo Ventura, alberca de arriba. Cerro de Las Navas	2	2	1	1	1	1	2	1	2	13
1231	Barranco de La Campana	1	1	2	0	1	3	1	2	2	13
977	Cortijo Vista Alegre	2	2	1	1	1	1	1	2	2	13
1191	Vega del río de Abrucena, en Abla 2	3	2	0	1	1	1	2	1	2	13
997	Balsa de San Ramón 2	1	1	0	2	1	1	3	1	2	12
310	Área recreativa La Parra, Pago de la Joya del Cura	0	1	0	1	1	3	2	2	2	12
1201	pozas laterales en el cauce del río Andarax	1	2	2	0	1	1	2	2	1	12
982	Barranco Barrilero	1	1	2	1	1	1	1	2	2	12
357	Fuente La Fraguara	2	1	0	1	1	1	2	2	2	12
1219	Barranco de la Azayana	2	2	2	0	1	1	2	1	1	12
1334	El Chaparral, carretera Serón - Gérgal	2	2	2	1	1	1	0	1	2	12
467	Cortafuegos Rambla de Bonaya	1	1	0	1	1	1	2	2	2	11
938	Arroyo de La Yedra	1	1	1	1	1	3	1	1	1	11
602	Subida camino hacia carretera de Beires desde Balsa Nieves	2	2	2	0	0	0	2	2	1	11
1198	Río Nacimiento a su paso por Santa Cruz	1	1	2	0	1	1	2	2	1	11
1199	Río Nacimiento cerca de la desembocadura	1	1	2	0	1	1	2	2	1	11
1197	Río Nacimiento en el mismo pueblo de Alboloduy	1	1	2	0	1	1	2	2	1	11
1179	Fuente del Rosal, Bco. del Doctor	2	2	2	1	0	0	0	2	2	11
1178	Presa del Castañar	2	2	2	0	1	1	1	1	1	11
1154	Fuente Paredes	1	0	0	1	1	3	2	2	1	11
604	Barranco de la Atalaya	3	2	2	0	0	0	1	2	1	11
171	Alberca de Los Peces	2	2	0	1	1	1	1	1	2	11

Apéndice III: Tablas de valoración de los puntos de agua muestreados

596	Barranco de La Hormiga	2	2	2	0	0	0	1	2	1	10
168	Surgencia en la rambla de Tabernas (junto cruce autovía)	1	2	2	0	1	1	1	1	1	10
172	Loma de Las Colmenas	2	2	0	1	1	1	1	1	1	10
1795	El Prado, Filabres	1	1	0	1	1	1	1	2	2	10
1298	Acequia del Margen	1	1	2	1	1	1	1	1	1	10
169	Manantial de las Maravillas	2	2	1	1	0	0	1	1	2	10
1067	cuneta de carretera (Rambla de la Zahuralla)	0	0	2	0	1	1	2	2	1	9
600	Balsa de Nieves	1	2	0	1	0	0	2	1	2	9
1302	Rambla de Los Yesos	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9
1218	Barranco del Horcajo 2	1	1	0	1	1	1	2	1	1	9
1216	El Garbanzal	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9
1195	Fuente de las Viñas	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9
1200	Peñas de Laguna	1	1	0	1	1	1	1	1	1	8
601	Cerro de Nieves	0	1	0	1	1	1	2	1	1	8
599	Cerro del Marqués	0	1	0	0	1	1	2	2	1	8
1203	Los Llanillos 1	1	0	0	1	1	1	2	1	1	8
1204	Los Llanillos 2	1	1	0	1	1	1	1	1	1	8
597	Cortijo Ventura, alberca de abajo. Cerro de Las Navas	0	1	0	1	1	1	2	1	1	8
1192	Vega del río de Abrucena, en Abla 3	1	0	0	1	1	1	2	1	1	8
1196	Río Nacimiento 2	1	1	0	1	1	1	1	1	1	8
989	La Fabriquilla, alberca frente campo de deportes y Hotel el Almirez	0	1	0	1	1	1	1	1	1	7
1202	La Solaneta	0	1	0	1	1	1	1	1	1	7
1194	Piedras de Galindo	1	1	0	1	0	0	1	2	1	7
1190	Vega del río de Abrucena, en Abla	1	1	0	0	1	1	1	1	1	7
1299	Fuente de los Caños	0	0	0	1	0	0	2	3	1	7
170	Los Pilares	1	0	2	0	0	0	1	1	2	7
1780	Fuente Mahon II. S ^a de Gádor	0	1	0	1	0	0	1	2	1	6
603	Pago del Chotal	1	1	0	1	0	0	1	1	1	6
1761	Los Baños de Sierra Alhamilla, junto a cortijo del Puntadillo	1	0	1	1	0	0	1	1	1	6
469	Majada de las Vacas	0	1	0	1	0	0	2	1	1	6
1193	La Cruz, Río Nacimiento	0	0	0	1	1	1	1	1	1	6
979	Fuente Galindo	1	1	0	1	0	0	1	1	1	6
988	Alberca plástico frente cementerio de Alcolea	0	1	0	1	0	0	1	1	1	5
981	Aljibe de Enmedio, El Majuelo	0	0	0	2	0	0	0	2	1	5

Tabla 5 Lugares muestreados en la cuenca del río **Cuenca del río Adra y Campo de Dalías** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	MacroInvertebrados	Tipología natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
1277	Barranco de Zahón 2	3	2	1	2	1	1	3	1	2	16
1278	Barranco de Zahón 3	3	2	1	2	1	1	3	1	2	16
1232	Bco. del Riachuelo	2	2	2	0	1	3	2	2	2	16
529	Barranco del Hornillo	3	2	2	0	1	1	2	2	3	16
534	Fuente en Cortijo de Los Baillos	2	2	2	1	1	1	3	2	2	16
1774	Punta Entinas Sabinar	3	2	2	1	1	1	1	3	2	16
586	Cerro El Mirador 2, despues del A.R. de Larores	2	2	2	0	1	1	3	2	2	15
1274	El Prado 2	2	2	2	1	1	1	2	1	2	14
536	Prados del Soto	2	2	1	1	1	1	3	1	2	14
1261	de Valor a Nechite	3	2	1	1	1	1	2	1	2	14
589	Sima del portero, junto cortijo de barranco Hondo	1	1	1	2	2	1	2	1	2	13
530	barranco tributario al Hornillo	3	2	2	0	0	0	2	2	2	13
532	Cerro El Mirador 1, después del A. R. de Faroles	2	2	1	1	1	1	3	1	1	13
588	Cortijo de Los Espigares 2	3	2	1	1	1	1	1	1	2	13
1776	Albufera de Adra 1	2	2	2	0	1	1	1	3	1	13
1295	Balsa de San Blas, Nechite	2	2	0	1	0	0	2	3	2	12
1775	Rambla de Balanegra	1	1	2	1	1	1	1	3	1	12
1272	Barranco de Las Espanuelas 2	2	1	1	1	1	1	2	1	1	11
1279	Balsa abastecimiento, encima de Válor	1	1	0	1	1	1	1	3	2	11
1772	Fuente en Enix	1	1	0	1	1	1	1	3	2	11
1270	Acequia Alta de Válor, estanque	1	1	1	1	1	1	2	1	1	10
1267	Barranco de Los Morciguillos (junto a)	0	2	1	1	1	1	2	1	1	10
1257	Júbar, lavaderos, fuente y alberca	1	1	0	1	1	1	2	2	1	10
892	Collado de La Ragua 2	1	1	0	1	1	1	1	2	2	10
1777	Albufera de Adra 2	1	1	2	0	1	2	1	1	1	10
1794	Marchal Anton López, S ^a Gádor	1	1	1	1	2	1	1	1	1	10
893	Lagunilla Seca	1	1	2	0	0	0	1	3	2	10

1255	Piedras de Plata 2, encima de Laroles	0	1	0	1	1	1	3	1	1	9
1796	Celín. S ^a de Gádor	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9
1791	El Calabrial, S ^a Gádor	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9
1259	Barranco del Prado 2	0	1	0	1	1	1	2	1	1	8
1788	Los Pradillos, S ^a Gádor	1	1	0	1	1	1	1	1	1	8
1804	Fuente Alta, S ^a de Gádor	1	1	0	1	0	0	1	3	1	8
1790	Aljibe del Marqués, S ^a Gádor	0	1	2	0	1	1	1	1	1	8
1793	Marchal Alto, S ^a Gádor	1	1	0	1	1	1	1	1	1	8
533	Las Huelgas del Lorito, barranco de Los Cortijuelos	1	1	0	1	0	0	2	1	1	7
1296	Chaparral, Bayarcal	1	1	1	1	0	0	1	1	1	7
1773	Roquetas	0	0	0	0	0	0	3	1	1	5

Tabla 6 Lugares muestreados en la cuenca del río **Cuenca de Albuñol** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	Macroinvertebrados	Tipología natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
595	Charca Suárez	3	3	2	0	2	2	2	2	2	18
138	La Garnatilla (Fuente del pueblo)	2	2	1	1	1	1	3	2	1	14
161	Puente Periano	1	2	1	2	1	1	2	1	2	13
162	Fuente Fresca	2	2	1	2	1	1	2	1	1	13
164	La Fuentecilla	2	2	0	1	1	1	1	1	2	11
139	Fuente Mojicas	1	1	1	1	1	1	2	1	1	10
142	Fuente del Alamillo	2	1	2	0	0	0	1	2	1	9
165	Fuente del pozo	1	1	0	1	1	1	2	1	1	9
153	Nacimiento en barranco, al noroeste de La Rábita	1	1	2	0	0	0	1	2	1	8
141	Venta del Moral	0	0	1	1	0	0	2	2	1	7
143	Olías, alberca	1	2	0	1	0	0	1	1	1	7
150	Fuente de la Zarza	1	1	1	1	0	0	1	1	1	7
151	Barranco de Moheda	0	0	0	2	1	1	1	1	1	7
166	Fuente Salada	1	1	0	1	0	0	2	1	1	7
163	Cortijo del Macareno	1	0	1	0	0	0	2	1	1	6

140	Los Gualchos	0	0	0	1	0	0	2	1	1	5
152	Fuente de la Parrilla	0	0	1	1	0	0	1	1	1	5

Tabla 7 Lugares muestreados en la cuenca del río **Cuenca del río Guadalfeo** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	MacroInvertebrados	Tipología natura	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
1115	Barranco del Pleito, Cerro Alto	2	3	2	2	1	3	2	2	2	19
577	Barranco de la Fuente Santa	2	2	2	2	2	2	2	2	1	17
305	Cortijo Las Majadillas, nacimiento	2	2	2	1	3	2	3	1	1	17
1122	Loma de Las Tres Encinas	3	2	2	2	1	2	2	1	2	17
1171	Cortijo La Laguna 1	3	2	2	2	1	1	3	1	2	17
435	Alberca del Almiar	3	2	2	2	1	1	3	1	2	17
1167	Los Pradillos	3	2	2	2	1	1	1	2	3	17
633	Barranco de Las Albardas 2	1	3	2	0	1	3	2	2	3	17
1010	Cortijo Guajar La Vieja	3	2	1	1	1	3	2	1	2	16
1119	Cabecera Bco. del Pleito, alberca en cjo	3	2	2	2	1	1	2	1	2	16
583	Cortijo Echevarría	2	3	2	2	1	1	2	1	2	16
1090	Las alberquillas de Pórtugos	2	2	2	2	1	1	2	1	3	16
1177	Acequia de Los Bérchules 1	1	2	1	2	1	3	2	2	2	16
618	Bco. de Las Albardas 1, cruce acequia	1	2	1	2	1	3	2	2	2	16
930	arroyo tributario del Río Grande de Bérchules	1	2	2	0	1	3	2	2	3	16
1247	Área recreativa el Cañuelo	2	2	0	1	1	3	2	2	2	15
1235	Los Holandeses 1, alberca	2	2	0	1	1	3	3	1	2	15
288	Fuente del Arriero, Bco. de La Chiquita	2	2	0	1	1	3	2	2	2	15
953	Acequia de La Madre, turberas del Padul	2	2	2	1	1	2	3	1	1	15
4	Cortijo Tello	2	2	2	0	1	1	2	2	3	15
1539	El Monarca	2	2	1	2	1	2	2	1	2	15
434	Hoya del Nevazo	2	2	2	2	1	1	2	1	2	15
1169	Alberquillas de los Guardas 1	1	2	2	2	1	1	2	2	2	15
1168	Alberquillas de los Guardas 2	1	2	2	2	1	1	2	2	2	15
1164	Cortijo de Las Chorreras	2	3	2	0	1	1	2	2	2	15

Apéndice III: Tablas de valoración de los puntos de agua muestreados

1163	Cortijo del Bañuelo	3	2	2	0	1	1	3	1	2	15
1105	Fuente del Rosal	1	2	0	1	1	3	3	2	2	15
594	Barranco del Cairo, Cerro de La Cima	3	2	1	2	1	1	2	1	2	15
403	Bco. del Cairo. Lajas. Cjo Hoya Marique	2	2	2	2	1	1	2	1	2	15
620	Acequia de Los Bérchules antes del Barranco de Las Albardas	1	1	1	2	1	3	2	2	2	15
337	Barranco de La Luna	2	2	2	0	1	1	2	2	2	14
432	Cortijo de Los Juncales	2	2	1	1	1	1	3	1	2	14
1125	turberas del Padúl, acequia	2	2	2	1	1	1	3	1	1	14
611	Río Guadalfeo, barranco de Los Secanos	2	2	2	0	1	2	2	1	2	14
617	La Raja de Puerto Blanca	1	1	2	0	1	3	2	2	2	14
579	La Pandera, barranco de la Cantina	2	2	1	2	1	1	2	1	2	14
515	Rinconada de Nigüelas 2	2	2	1	2	1	1	2	1	2	14
585	Tajos de La Raja	2	3	2	2	0	0	2	1	2	14
456	Fuente de Los Dornajos	1	2	1	1	1	3	1	2	2	14
308	Loma de los Peñoncillos	2	2	2	1	1	2	1	1	2	14
399	río Trevélez, debajo del puente del pueblo	1	2	2	0	1	1	2	2	3	14
592	Barranco de Las Angosturas	3	2	2	0	1	1	2	1	2	14
590	Cortijo del Cascarillo, Loma de la cruz de Diego	3	2	2	0	1	1	2	1	2	14
902	Laguna de Aguas Verdes	3	2	2	0	0	0	2	2	3	14
903	Laguna de Río Seco	3	2	2	0	0	0	2	2	3	14
1249	Camino Las Albuñuelas, Ctjo Buenavista	1	1	1	1	1	3	1	2	2	13
1062	turberas del Padúl, laguna	2	2	2	0	1	1	3	1	1	13
444	Venta de La Cebada	2	2	1	1	1	2	1	1	2	13
942	Barranco de La Encina Real	1	2	2	2	0	0	2	2	2	13
5	Cortijo Ballesteros	2	2	2	1	1	1	2	1	1	13
7	Haza de las encinas	2	2	2	2	0	0	2	1	2	13
901	Laguna Altera, de Siete Lagunas	2	2	2	0	0	0	2	2	3	13
904	Laguna de La Caldera	2	2	2	0	0	0	2	2	3	13
912	Laguna del Majano, próx. a La Caldera	2	2	2	0	0	0	2	2	3	13
906	Laguna Hondera, Siete Lagunas	2	2	2	0	0	0	2	2	3	13
913	Los Lagunillos, próx. a La Caldera	2	2	2	0	0	0	2	2	3	13
1284	Río Puerto de Jeres	1	3	2	0	0	0	2	2	3	13
286	Nacimiento en barranco de D ^a María	1	1	1	1	2	2	2	1	1	12
338	Cortijo del Tajo	2	2	2	0	1	1	2	1	1	12
238	Mina de la Raja	0	1	2	1	1	3	1	2	1	12
944	Hoya del Pedregal, Cueva de Vaqueros	1	1	1	1	1	3	2	1	1	12

Bloque V: Enfoque final

1102	Alberca La Sierra	1	2	1	1	1	1	2	2	1	12
1107	Casa de Soportujar	1	1	1	2	1	1	1	2	2	12
14	Fuente Horada, encima cjo Metehambre	1	1	1	2	1	1	2	1	2	12
400	Balsas de El Partidero	1	1	0	1	1	3	2	2	1	12
398	Cortijo Los Cerecillos	1	2	2	2	0	0	2	1	2	12
619	río Trevélez, vereda hacia el Horcajo	1	1	2	1	1	1	2	1	2	12
401	Barranquillo del agua	1	1	1	2	1	1	2	1	2	12
1285	Acequia del Sabinar	1	2	1	2	0	0	2	2	2	12
1246	Fuente de La Huida, casa forestal	1	1	0	1	1	1	2	2	2	11
149	Cabecera del Bco Girón, balsa plástico	1	1	0	1	1	3	2	1	1	11
283	Cortijo Girón. Guajar Alto	0	0	1	1	1	3	3	1	1	11
961	Cortijo de las Majadillas, piscina	1	1	1	1	1	1	3	1	1	11
1007	Estanque del algarrobo, Las Majadillas	1	1	0	1	2	2	2	1	1	11
1100	Las Semillas	1	1	2	0	1	1	3	1	1	11
688	Fuente del Sabuco	1	1	0	1	1	1	2	2	2	11
578	La Pandera, fábrica de esencias	1	2	0	0	1	3	2	1	1	11
1109	Cortijo Rosas Altas en Loma Los Quemaos, río Poqueira	1	1	1	2	1	1	2	1	1	11
16	Hoya de Carlos	1	2	2	0	1	1	2	1	1	11
10	Cortijos Haza Juan Manuel	0	1	0	2	1	3	2	1	1	11
593	Cortijo del Espino	1	1	1	2	1	1	2	1	1	11
1022	Collado del Lobo	0	0	0	1	1	3	2	2	1	10
916	charca, barranco Las Alisas	1	1	1	1	1	1	1	1	2	10
1165	Bco. de Haza Redonda	1	1	1	2	0	0	3	1	1	10
1166	Monte de La Piuca, balsa de La Piuca	1	2	0	1	0	0	2	2	2	10
1757	Barranco de La Cabaña	2	2	1	2	0	0	1	1	1	10
405	Prado del Nogal, alberca	1	1	1	1	1	1	2	1	1	10
404	Los Balatones (zona de varias albercas)	1	1	1	1	1	1	2	1	1	10
1082	Cruz Chiquita	0	0	0	1	1	3	2	1	1	9
442	alberca en Barranco Girón	1	1	0	1	1	1	2	1	1	9
194	Mina del Tío Agustín, Sierra del Manar	0	0	2	0	1	3	1	1	1	9
1097	Cortijo La Chaparra, junto Acequia Mosquerina	1	1	2	0	1	1	1	1	1	9
945	Fuente de Pedro Calvo	1	1	1	1	0	0	2	2	1	9
1099	Hoyas de La Liebre 2	0	1	0	1	1	1	3	1	1	9
941	Fuente cortijo Haza Llana	1	1	0	1	0	0	2	2	2	9
516	Cjo de La Humbría, Loma de Los Martos	1	1	1	2	0	0	1	1	2	9
1162	Bajo cortijo El Pozuelo	1	1	1	0	1	1	2	1	1	9

455	Casas mineras, Sierra de Lújar	1	1	0	0	1	3	1	1	1	9
13	Cortijo de Hoya Carlos	1	2	0	0	1	1	2	1	1	9
6	Secano de Cañar	2	1	0	0	1	1	2	1	1	9
341	Casa de Zaza	1	1	0	0	1	1	2	1	1	8
1749	Peñón Hundido 1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	8
591	Los Poyos. Cortijo Los Julios	0	1	0	1	1	1	2	1	1	8
940	Bco de la Fuentezuela, cerca cortijo diez	1	1	0	1	0	0	1	1	2	7
582	Cortijo Carrasco	1	1	1	1	0	0	1	1	1	7
1103	Era de la Majada, cerca de Puente Palo	1	1	0	1	0	0	2	1	1	7
1300	Busquistar	0	0	1	2	0	0	2	1	1	7
1291	Haza del Cerezo	1	1	0	1	0	0	1	2	1	7
1746	El Fuerte, Juviles	1	1	1	1	0	0	1	1	1	7
1753	Lobras, salida del pueblo	1	1	0	0	1	1	1	1	1	7
1754	Lobras, pueblo	1	1	0	0	1	1	1	1	1	7
383	Carril de Las Albuñuelas	1	1	0	0	0	0	1	2	1	6
1110	Cortijo La Paletina, Era Empedrada	0	0	0	0	1	1	2	1	1	6
971	Cañada de la Cruz	0	0	0	1	0	0	1	2	1	5
943	Barranco del Cascajar	0	0	0	1	0	0	1	2	1	5

Tabla 8 Lugares muestreados en la cuenca del río **Cuenca del río Verde** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	Macroinvertebrados	Tipología natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
1309	Barranco de La Arroba	2	2	2	1	2	2	2	2	3	18
342	Chorreón, arboles petrificados	2	2	2	0	1	1	2	2	3	15
1310	Barranco del Palmito	1	1	2	0	1	3	2	2	2	14
1337	Fuente de Las Víboras, Altos del Jalache	1	1	1	1	1	3	2	2	2	14
1338	Cortijo Los Nacimientos, Río de La Miel	1	2	2	1	1	1	2	2	1	13
1312	Área recreativa El Sequero	2	2	2	1	1	1	2	1	1	13
1467	desembocadura del Río Jete	1	1	1	0	1	2	2	2	1	11
1682	Playa de Las Alberquillas	1	1	2	0	1	1	1	2	2	11

1805	Salobreña	1	1	1	1	1	2	2	1	1	11
1466	desembocadura del Río de La Miel	1	1	1	0	1	2	1	2	1	10
1344	Vega de Almuñecar	1	1	1	1	1	2	1	1	1	10
1336	Mirador de la Sierra de Cázulas	1	0	2	0	1	1	2	2	1	10
1343	Fábrica de papel abandonada, desembocadura del Río de la Miel	1	1	1	1	1	1	1	1	2	10
1341	Barranco del Cerval	1	0	2	0	1	1	2	1	1	9
1468	Desembocadura del Río Verde	1	0	1	1	1	2	1	1	1	9
1339	El Rescate	0	0	2	1	1	1	2	1	1	9
1342	Barranco de Los Chacales	1	0	0	1	1	1	2	1	1	8
1340	Cortijo del Cerval Bajo	0	1	0	1	1	1	2	1	1	8
1335	Mirador de la Sierra de Cázulas	1	1	0	1	1	1	1	1	1	8
1311	Barranco de Las Viñas	0	1	0	1	1	1	1	1	1	7

Tabla 9 Lugares muestreados en la cuenca del río **Cuenca de Algarrobo-Torrox** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	MacroInvertebrados	Micr.natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
1465	Arroyo de Campillo, costa de Maro	3	2	2	1	1	2	2	2	1	16
1549	Fuente del Esparto	2	2	1	2	2	2	1	2	2	16
1816	Estanque Batán, Río Higuerón	2	1	0	1	1	2	2	2	1	12
1462	Arroyo de Luis	1	1	2	1	2	1	2	1	1	12
1817	Fuente Borriqueros	2	1	0	1	1	2	1	2	1	11
1464	vivero en desembocadura de Río Seco	1	1	1	1	1	2	2	1	1	11
1461	Escuela Taller Fábrica de la Luz, Río Torrox	0	1	1	1	1	1	1	2	1	9
1463	Pozo a la salida de Corumbela	0	1	1	1	1	1	1	1	1	8
1460	Frigiliana	0	0	0	1	0	0	3	2	1	7

Tabla 10 Lugares muestreados en la cuenca del río **Cuenca del río Vélez** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	MacroInvertebrados	Tipología natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
1021	Cortijo del Navazo. Puerto de Los Alazores 2,	3	2	2	1	2	3	3	3	2	21
1020	Cortijo del Navazo. Puerto de Los Alazores 1, charca	3	2	2	1	2	2	3	3	2	20
1557	Área recreativa Pilarico de Rahige, Arroyo Almanchares	3	2	2	2	1	2	3	2	1	18
313	Arroyo nacimiento área recreativa El Alcázar	2	2	2	2	1	3	1	3	1	17
189	Charca del camino del Cañuelo	2	1	2	1	2	3	3	1	1	16
1536	Venta de Abajo	3	2	2	0	1	2	3	1	2	16
1537	Venta Marrullero	2	2	2	2	1	2	3	1	1	16
1544	Arroyo de La Morra	2	2	2	2	1	2	3	1	1	16
1359	Fuente de La Rávita	2	2	1	2	1	3	1	2	1	15
1533	Nacimiento del Borbollón	3	2	2	1	1	1	2	2	1	15
222	Nacimiento de área recreativa La Alcauca, S ^a Tejada	2	2	2	0	1	3	1	2	1	14
449	camino del tranvía de Ventas al Cañuelo 3, fuente del Aguadero	2	3	0	1	1	2	3	1	1	14
1558	Camping a las afueras de Canillas de Aceituno	2	2	1	2	1	1	3	1	1	14
447	camino del tranvía de Ventas al Cañuelo 1, charca bajo camino	1	1	2	0	1	2	3	1	2	13
65	cruce, carrt hacia puerto Alazores desde Alfarnatejo, y de carril de Tallún	2	2	2	0	1	1	1	3	1	13
1527	Afueras del Colmenar	2	2	2	0	1	1	2	1	1	12
1546	cortijada en la carretera hacia Triana, junto al río Benamargosa	1	1	1	1	1	2	3	1	1	12
1547	arroyo a río Benamargosa, carretera a Triana	1	1	2	0	1	2	3	1	1	12
1548	río Benamargosa, carretera a Triana	1	1	2	0	1	2	3	1	1	12
1531	Arroyo del Teniente Napolin	1	2	2	0	1	1	1	2	1	11
1545	Río Guaro, bajo la presa del pantano de La Viñuela	1	1	2	0	1	1	2	2	1	11
1559	Puente Alba, Río Almanchares	1	1	2	0	1	2	1	2	1	11
448	camino del tranvía de Ventas al Cañuelo 2, alberca en cortijos	1	1	0	1	1	1	3	1	1	10

1532	Arroyo tributari al río de La Cueva, en el Bujedo	1	2	2	0	1	1	1	1	1	10
1535	Arroyo de La Chorrera	0	1	2	0	1	1	3	1	1	10
1560	Trapiche	1	1	2	0	1	2	1	1	1	10
1561	Las Casillas, Vélez-Málaga, bajo el puente de la autovía, río Vélez	1	1	2	0	1	2	1	1	1	10
1550	El Puerto	0	1	0	1	1	1	3	1	1	9
1551	El Mohar	0	1	0	1	1	1	3	1	1	9
58	Barrionuevo. Tajo de Las Palomas	1	2	0	1	0	0	1	1	2	8
1534	El Regalón	0	1	0	1	1	1	2	1	1	8
1530	Cañada Real Alhama - Antequera	0	0	2	0	1	1	1	1	1	7

Tabla 11 Lugares muestreados en la cuenca del río **Cuenca de Zafarraya** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	MacroInvertebrados	Tipología natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
1543	Nacimientos del Parrica	3	2	2	1	3	2	2	1	1	17
301	Cortijo del Corzo	1	2	2	1	2	3	3	1	1	16
300	Cortijo del Paticorto	3	2	2	1	3	2	1	1	1	16
187	Llanos de Zafarraya cerca del Almendral	1	1	2	1	1	1	3	1	1	12
352	Área recreativa El Robledal	1	2	0	1	1	1	1	2	2	11
573	Barranco de Los Jarales	1	1	2	0	1	1	2	1	2	11
188	Laguna del Almendral	1	1	2	0	1	1	3	1	1	11
553	Cortijo Nacimientos del Parrica	1	1	0	1	1	1	2	1	1	9
554	Fuente de la Alcaicería	1	1	1	1	0	0	2	2	1	9
59	Cortijo Sabanillas	1	1	0	1	0	0	2	1	1	7

Tabla 12 Lugares muestreados en **Fuente de Piedra** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	MacroInvertebrados	Tipología natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
1638	Cerro del Palo	3	2	2	0	1	1	3	2	2	16
1636	Laguna de Fuente de Piedra, Arroyo de Los Arenales	1	2	2	0	1	1	3	2	1	13
1633	Arroyo junto Cordel Sevilla a Málaga	1	1	2	0	1	1	3	1	2	12
1634	Cortijo de la Serafina	3	2	2	0	0	0	1	1	2	11
1635	Los Carvajales, orujera	0	1	2	0	1	1	1	1	1	8
1639	pozo Cortijo de la Herriza	0	0	0	0	0	0	3	1	1	5

Tabla 13 Lugares muestreados en la cuenca del río **Cuenca del río Guadalhoce** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	MacroInvertebrados	Micr.natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
1743	La Saucedilla	3	3	2	1	1	1	2	3	2	18
1739	Cortijo del Nogalejo, pozo	1	2	2	0	2	2	3	1	3	16
1585	Pozo Nuevo, arroyo entre Almogía - Camino de Los Pilonos	3	2	2	0	1	2	3	1	2	16
1732	Puente Romano sobre el río Turón	3	2	2	0	1	1	2	3	1	15
1584	Arroyo de Los Pilonos	2	2	2	1	1	1	3	1	2	15
1581	Puerto de Las Pedrizas	3	2	2	0	1	1	3	1	2	15
1738	Cortijo del Nogalejo, estanque	1	2	1	1	1	2	3	1	2	14
1731	Arroyo de la Torre	1	2	2	0	1	1	3	3	1	14
1668	Charca, camino de La Cala, cerca del Cortijo del Vicario	1	1	2	1	1	2	3	1	2	14
1675	Fuente en Peñón de Vallejos, Sierra Chimenea	2	3	1	1	1	1	2	1	2	14
1679	Nacimiento de La Villa	2	2	2	2	0	0	2	3	1	14

Bloque V: Enfoque final

1652	Charca en cantera La Ermítica	2	2	2	0	1	1	1	2	2	13
1016	Laguna Chica	1	1	2	0	1	2	2	2	2	13
1023	Molino de los Aguileras	2	2	2	0	1	1	2	2	1	13
1742	Manantial de Fuencaliente	1	2	1	1	1	1	1	3	1	12
1736	Fuente Nueva	1	1	1	1	1	1	2	3	1	12
1665	Sierra Parda	1	2	1	1	1	1	2	1	2	12
1728	Arroyo de las Cañas	1	1	2	0	1	1	2	3	1	12
1740	Arroyo de las Arenas	1	2	2	0	1	1	2	1	2	12
1666	Arroyo de Las Cañas. La Mairena	1	1	2	1	1	2	2	1	1	12
1667	Urb. el Soto, campo de Golf, cerca del Cortijo del Vicario	1	1	1	1	1	2	2	1	2	12
1651	Fuente de las Torres, en acequia de Urique	1	2	2	1	1	1	2	1	1	12
1583	Charca de antigua cantera en camino de Los Pilonés	1	1	2	0	1	1	3	1	2	12
1640	Laguna Dulce de Campillos	2	2	2	0	1	1	2	1	1	12
1027	Pozo (artésiano) del cortijo de la Fte. de la Lana	1	1	2	0	1	2	2	1	2	12
1579	Llanos de Archidona	2	1	2	0	1	1	2	1	2	12
984	Fuente Cueva del Agua. Serranía de Ronda	1	1	0	1	1	2	1	2	2	11
987	Fuente Convento de Las Nieves	1	1	0	1	1	2	2	2	1	11
1036	Fuente en el carril que sale del Refugio del Juanar, cerca del Puerto del Pozuelo	1	1	0	1	1	2	1	2	2	11
1730	Fuente de Agua Sulfurosa	0	0	1	1	1	1	3	3	1	11
1669	Diseminado Arroyo de la Cala, Loma de los Cerrillos	1	1	1	1	1	2	2	1	1	11
1676	Fuente de La Higuera	1	2	1	1	0	0	2	2	2	11
1587	Arroyo de La Adelfa	0	2	2	0	1	1	2	1	2	11
1586	Fuente de Los Praillos	1	1	1	1	1	1	1	2	2	11
1641	Laguna del Lobón	2	2	2	0	1	1	1	1	1	11
1642	Peña de Los Enamorados, río Guadalhorce	1	1	2	0	1	1	2	2	1	11
1024	Laguna Grande	2	2	2	0	0	0	2	2	1	11
1741	Sierra Lineros	1	1	1	1	1	1	2	1	1	10
986	Área recreativa Los Sauces. Serranía de Ronda	1	1	0	0	1	2	2	2	1	10
985	Fuente carretera Yunquera - El Burgo. Serranía de Ronda	0	1	0	1	1	2	1	2	2	10
1729	Fuente en Carratraca	1	2	0	1	1	1	2	1	1	10
1727	Fuente Calerón	1	1	1	1	1	1	2	1	1	10
1647	Casa de Santa Rita, arroyo de las Minas Madroño	1	2	0	1	1	1	1	2	1	10
1677	Fuente Vieja, en Los Nogales	1	2	0	1	0	0	2	3	1	10

Apéndice III: Tablas de valoración de los puntos de agua muestreados

1673	Canal de Desagüe de la Laguna de Herrera	1	1	2	2	0	0	2	1	1	10
1672	Laguna en camino Cortijo de Los Olivillos desde Las Cañadas de Pareja	1	2	2	1	0	0	1	1	2	10
1026	Fuente de la Lana (cortijo) Sierra de Gibalto	1	1	1	1	1	1	2	1	1	10
1306	Helipuerto, Puerto de Las Golondrinas	1	1	0	1	0	0	2	3	1	9
1649	Arroyo de Las Minas Madroño, campo de Golf	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9
1678	Nacimiento de Los Bombillos	1	2	1	1	0	0	2	1	1	9
1637	Cortijo de La Rabita, arroyo de las Tinajas	1	2	2	0	0	0	2	1	1	9
1674	Fuente de Mollina	1	2	0	1	0	0	1	3	1	9
1025	Llano del Libracho	2	1	2	0	0	0	2	1	1	9
1670	Camino de La Cala	0	0	0	1	1	2	2	1	1	8
1650	Manantial de Urique	1	1	1	1	0	0	1	2	1	8
1648	Fuente de Montanchez	1	1	2	0	0	0	1	2	1	8
1580	primera salida a Villanueva del Rosario	1	1	0	1	1	1	1	1	1	8
1671	Cortijo de Corbera	1	1	0	1	1	1	1	1	1	8
1018	Cortijo de Las Saladillas, desde la carretera A-359	1	1	1	1	0	0	2	1	1	8
1737	Huerta de la Fuente Nueva	0	0	0	1	1	1	2	1	1	7
1735	Huerta de San José	0	0	0	1	1	1	2	1	1	7
1663	casa forestal de Ojén	0	1	0	1	0	0	2	2	1	7
1733	Fuente de La Viuda	1	1	2	0	0	0	1	1	1	7
1726	Fuente Luna	0	0	1	0	0	0	2	3	1	7
1028	Cortijo de la Fuente de Borreguero	1	1	0	1	0	0	2	1	1	7
983	Fuente al norte del Puerto de Bellina. Serranía de Ronda	0	0	0	1	0	0	2	2	1	6
1661	Fuente Cañada de la Puente	1	0	2	0	0	0	1	1	1	6
1734	Fuente en Cerro del Molino	1	0	0	0	0	0	1	3	1	6
1582	Puerto del Barco, Cortijo del Hierro	1	0	0	1	0	0	2	1	1	6
1019	Fuente de La Pita	0	0	0	1	0	0	2	2	1	6
1662	Fuente del Chorrillo	1	0	0	0	0	0	1	2	1	5
1664	Puerto de Carreteros	0	0	0	1	0	0	2	1	1	5

Tabla 14 Lugares muestreados en la cuenca del río **Cuenca de los ríos Verde-Guadalmansa** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	Macroinvertebrados	Tipología natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
1660	Nacimiento del Río Molina	3	3	2	2	1	1	1	2	2	17
1622	Charcas junto Arroyo de la Jornada	2	2	2	2	1	2	2	1	2	16
1655	Hacienda de Toros, Concepción	1	2	2	1	1	2	2	1	2	14
1621	Arroyo de la Jornada, pilón camino cortijo Casa de las Mellizas	1	1	2	1	1	2	2	1	2	13
1631	Fuente Arroyo de La Parra	1	2	1	1	1	1	2	2	2	13
1625	Fuente en Sierra Palmitera	2	1	2	1	1	1	1	2	2	13
1632	Loma Zarzalejos	1	2	1	1	1	1	2	2	2	13
113	Puerto de La Refriega	1	2	1	1	1	2	2	2	1	13
1619	Baños sulfurosos de la Hedionda	1	2	1	0	1	1	2	2	2	12
1653	Río Verde, de Marbella hacia Istán	1	1	2	0	1	2	2	2	1	12
1654	Casa de Curro, poblado del embalse de La Concepción	1	1	2	0	1	2	2	2	1	12
1656	Cancelada, Río Guadalmansa	1	1	2	0	1	2	2	1	1	11
1265	Pilar de Tolox	1	1	0	1	1	2	1	2	2	11
1630	Barranco de La Cueva del Moro	0	0	2	0	1	1	2	2	2	10
1620	Manantial en Sierra Molina	1	1	2	0	1	1	1	2	1	10
1629	Arroyo de La Cruz	1	1	2	0	0	0	1	2	2	9
1657	Río del Velerín, desembocadura	1	1	2	0	0	0	2	2	1	9
1658	Arroyo de la Cala	1	1	2	0	0	0	2	1	1	8
1659	Fuente de La Garza	0	0	0	1	1	1	2	2	1	8
1624	Casa de Los Almageles	0	0	0	1	0	0	1	2	1	5

Tabla 15 Lugares muestreados en la cuenca del río **Cuenca del río Guadiaro** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	MacroInvertebrados	Tipología natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
1037	El Algarrobo, Cortijo de Pizarro	2	2	2	2	3	3	3	1	2	20
1705	Cabreriza del Ramblazo	3	2	2	1	2	3	3	2	1	19
1041	Loma del Cañuelo 2	3	2	2	0	2	3	3	1	2	18
1042	Loma del Cañuelo 3	3	2	2	0	2	3	3	1	2	18
1628	Fuentefría, nacimiento, arroyo y descansadero de la vía pecuaria Puente Verde de Marbella	2	3	2	1	1	2	2	2	3	18
1043	Loma de Cámara	3	2	2	0	1	3	3	1	2	17
1714	Garganta del Palomar	3	2	2	0	1	2	3	2	2	17
1684	Manantial de La Ventilla	2	3	2	2	1	1	2	2	2	17
1040	Pechos de Juana en la Loma del Cañuelo	2	1	2	1	1	3	3	1	2	16
1697	bajo Casa de los Colonos, subiendo al Puerto del Torero	3	2	2	0	1	3	2	1	2	16
1700	Casa de Diego Duro, Garganta de Diego Duro	3	2	2	0	1	2	2	2	2	16
1719	Hoyo de los Mirlos	1	2	2	0	2	2	3	2	2	16
1708	Manantial en la Carrera del Caballo	3	1	2	0	1	2	3	2	2	16
1717	antes de la Fuente de Los Laberintos	1	2	2	0	1	2	3	2	2	15
1715	Arroyo de la Garganta del Palomar	1	2	2	0	1	2	3	2	2	15
1718	Fuente de Los Laberintos, Puerto Zarco	3	2	2	1	1	1	1	2	2	15
1702	Loma de Los Cerquijos 1	2	1	2	0	1	2	3	2	2	15
1704	Loma de Los Cerquijos 3	1	2	1	1	1	2	3	2	2	15
1626	Manantial de Las Brencillas	1	2	2	1	1	2	2	2	2	15
1712	Puerto de La Calderona	1	2	2	0	1	2	3	2	2	15
1694	Puerto del Cuerno	3	2	2	0	1	2	2	2	1	15
1691	Campamento juvenil, Fte. Adalid	1	2	2	1	1	2	2	1	2	14
1696	Cerro de La Noria	3	2	2	0	1	2	1	1	2	14

Bloque V: Enfoque final

1698	Área recreativa y casa forestal La Saucedá	1	2	2	0	1	1	2	2	2	13
1692	Fuente Adalid	1	2	2	1	1	1	2	1	2	13
1724	Fuente bajo Puerto de los Ahorcados, arroyo de los Quejigos	1	3	0	1	1	2	2	2	1	13
1707	Fuente de la Hoya de la Mujer	1	1	1	1	1	2	3	2	1	13
1722	Fuente Puerto de los Arenales, Arroyo de Guadarín	1	3	0	1	1	2	2	1	2	13
1699	Garganta de Diego Duro	1	1	2	0	1	2	2	2	2	13
1690	La Estación, Benaolan, río Guadiaro	2	2	2	0	1	1	2	2	1	13
1703	Loma de Los Cerquijos 2	1	1	2	0	1	1	3	2	2	13
1695	Venta de la Lleja	1	1	2	0	1	2	2	2	2	13
1706	Fuente en Alpargateros	3	2	0	1	0	0	3	2	1	12
1687	La Laguna, Loma de las Morillas	1	1	2	0	1	2	2	2	1	12
1701	Las Cañillas, río Hozgarganta	1	2	2	0	1	1	2	2	1	12
1716	Loma del Alcotán	1	1	2	0	1	1	2	2	2	12
1710	Río Guadiaro en camping Jimera de Libar	1	1	2	0	1	1	2	2	2	12
1038	La Capitana, manantial junto carretera	1	1	2	0	1	1	2	1	2	11
1044	Loma de Cámara 2	0	0	2	0	1	2	3	1	2	11
1720	La Molineta, Arroyo del Barco	3	1	2	0	0	0	2	1	2	11
1723	Loma Ferreira, bajo Pico del Jaldón	1	1	2	0	1	1	2	2	1	11
1039	Fuente junto al Arroyo de Los Fresnos	1	1	1	1	1	1	1	1	2	10
1713	Curva del Rayo	1	0	2	0	1	1	2	2	1	10
1623	Fuente del Juncal	1	1	1	1	1	1	2	1	1	10
1711	La Calderona	1	0	2	0	1	1	2	2	1	10
1709	Loma del Castillo	0	0	2	0	1	2	2	2	1	10
1689	Los Palomares	1	1	1	1	1	1	2	1	1	10
1686	Arroyo de Guadalcobacín	1	1	2	0	1	1	1	1	1	9
1693	Arroyo Hondo, ctra. Cortes de la Frontera - Ubrique, km.99,	1	1	2	0	1	1	1	1	1	9
1627	Fuente en el Arroyo del Muerto	1	2	2	0	0	0	2	1	1	9
1688	Arroyo del Cupil, Venta del Hondón	1	1	2	0	0	0	2	1	1	8
1725	Fuente del Río	1	0	0	0	0	0	2	2	2	7
1685	Fuente de Los Baños de la Hedionda	0	1	0	0	1	1	1	1	1	6
1721	Fuente en Jubrique	1	0	0	1	0	0	2	1	1	6

Tabla 16 Lugares muestreados en la cuenca del río **Cuenca de los ríos Guadarranque-Palmones** y su valoración como microhábitats acuáticos. La zona sombreada corresponde a los de valor medio (11-15).

ID	Nombre del lugar	Vegetación	Macroinvertebrados	Tipología natural	Infraestructura	Especies	Vulnerabilidad	Conectividad	Titularidad	Amenazas	Total
1047	El Tiradero, arroyo tributario al arroyo Tiradero	1	1	2	0	1	2	3	2	2	14
1049	Hoyo Moreno	3	1	2	0	1	2	1	2	2	14
1045	Loma de Juan Vivas 1	1	1	2	0	1	2	3	2	2	14
1046	Loma de Juan Vivas 2	1	1	2	0	1	2	3	2	2	14
1034	Arroyo de La Miel, Barriada del Cobre	1	2	2	0	1	2	2	2	1	13
1048	Loma de Juan Vivas 3, El Molinillo	1	1	2	0	1	2	3	1	2	13
1029	Loma de Juan Vivas 4	2	2	2	0	0	0	3	1	2	12
1050	Cortijo Villanueva	0	0	2	0	1	1	2	2	2	10
1033	Fuente de La Mina	3	1	2	0	0	0	1	1	1	9
1035	La Argamasilla. Carril al Puerto de La Higuera desde el Puerto del Bujéo	0	1	1	1	1	2	1	1	1	9

Limited gene flow and high genetic diversity in the threatened Betic midwife toad (*Alytes dickhilleni*): evolutionary and conservation implications

Guilherme Dias · Juan Francisco Beltrán · Miguel Tejado · Maribel Benítez · Emilio González Miras · Nuno Ferrand · Helena Gonçalves

Received: 19 June 2014 / Accepted: 20 October 2014
© Springer Science+Business Media Dordrecht 2014

Abstract Habitat fragmentation may involve a loss of genetic diversity and increments the vulnerability to species persistence. It could be a particular issue when coupled with other negative factors as the predicted climatic changes and the emergence of infectious diseases. In Southern Iberian Peninsula several endemic amphibian species have confined and fragmented distributions, including the Betic midwife toad *Alytes dickhilleni*. Herein, we present the first range-wide assessment of genetic diversity and structure in this species, using mitochondrial and microsatellite data. A mitochondrial fragment of the *ND4* gene was amplified for 65 individuals and a set of 20 microsatellite loci, specifically developed for this species, was genotyped for 490 individuals from several sampling sites distributed across the species entire range. While both markers revealed high genetic diversity, only for microsatellites a marked genetic substructure was apparent. Our results evidence low levels of gene flow, suggesting the persistence of the species in fragmented habitats for several generations and a very limited connectivity between most

of mountain ranges. The high diversity within *A. dickhilleni* populations could help to respond to the emergence of new diseases and to the predicted effects of climatic changes in Southeastern Iberian Peninsula. We hypothesize that the lack of gene flow is due to the absence of available breeding habitats and recommend that future management efforts of *A. dickhilleni* include the creation and maintenance of aquatic breeding habitats in a way that most of genetic diversity is preserved.

Keywords Genetic characterization · STRs · MtDNA · Amphibians · Iberian Peninsula · *Alytes dickhilleni*

Introduction

The genetic consequences of population fragmentation depend upon connectivity and gene flow among patches (Keller and Waller 2002) and are more pronounced in species with smaller ranges, lower dispersal potential and/or mainly confined to mountain isolates (Frankham et al. 2009). Habitat fragmentation leads to overall reductions in population size that can influence gene flow, genetic drift,

Electronic supplementary material The online version of this article (doi:10.1007/s10592-014-0672-2) contains supplementary material, which is available to authorized users.

G. Dias · N. Ferrand · H. Gonçalves (✉)
CIBIO/UP, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Universidade do Porto, InBIO, Campus Agrário de Vairão, 4485-661 Vairão, Portugal
e-mail: hgconcalves@cibio.up.pt

G. Dias · N. Ferrand
Departamento de Biologia, Faculdade de Ciências, Universidade do Porto, Porto, Portugal

J. F. Beltrán
Departamento de Fisiología y Zoología, Universidad de Sevilla, Seville, Spain

M. Tejado
Department of Evolutionary Ecology, Estación Biológica de Doñana, CSIC, Seville, Spain

M. Benítez
Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, Granada, Spain

E. G. Miras
Agencia de Medio Ambiente y del Agua, Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Seville, Spain

**TESIS DOCTORAL LEIDA EN GRANADA
FEBRERO DE 2016**

Universidad de Granada



**Facultad de ciencias
Departamento de Zoología**

Cañada de la Fuente, Ojén, Málaga, cuenca del Guadalquivir.



Febrero 2016