



TESIS DOCTORAL

Evaluación de la cobertura de la biodiversidad en Extremadura mediante las Redes de Reservas Naturales.

Elena Cortés Gañán

Departamento de Anatomía, Biología Celular y Zoología

Conformidad de los Directores: Juan Manuel Sánchez Guzmán y Ricardo Morán López

Fdo: Juan Manuel Sánchez Guzmán

Fdo: Ricardo Morán López

2016

A mis padres

AGRADECIMIENTOS

Llegado a este punto cercano a la finalización de una etapa quiero agradecer todo el apoyo constante y ayuda recibida por multitud de personas que de una manera u otra han contribuido a que la elaboración de este documento de Tesis Doctoral haya sido posible. De manera transversal esta experiencia me ha aportado grandes conocimientos a nivel profesional y personal que me servirán para las siguientes situaciones que se me planteen a lo largo de mi vida.

En primer lugar, me gustaría agradecer a Ricardo Morán López y Juan Manuel Sánchez Guzmán (Directores de la Tesis doctoral) la confianza depositada en mí, enseñándome y aconsejándome dentro del maravilloso mundo de la investigación científica con profesionalidad, constancia, paciencia y humor. Gracias a vosotros he conseguido cumplir una de mis metas académicas que seguro me abrirá puertas para futuros trabajos. Gracias Ricardo por facilitarme las herramientas suficientes para elaborar este trabajo, enseñarme a redactar en lenguaje científico y guiarme cada vez que me perdía en el camino. Juanma, aún recuerdo las clases que recibí en 4º de carrera de Gestión y Conservación de Flora y Fauna, has sido un referente durante toda mi carrera universitaria y lo sigues siendo en la investigadora y profesional. Poder trabajar en el Grupo de Biología de la Conservación (GIC) es un privilegio, estás al tanto de todo y todos, siempre dispuesto a enseñar, escuchar y motivar en el ámbito profesional y personal. Gracias de corazón.

Agradecimiento especial a mi compañero de la “cueva-iglú”, Óscar Uceda, por la ayuda en las herramientas informáticas imprescindibles para la manipulación de las bases de datos y elaboración de los mapas. A lo largo de estos 4 años he compartido momentos y vivencias con grandes personas que forman o han formado parte del Grupo de Biología de la Conservación (GIC): José Antonio Masero, Carlos de la Cruz, Casimiro Corbacho, Auxiliadora Villegas, Ana Gómez, Paco Santiago, Isabel Piedad, Manuel Parejo, José María Abad (Pipe) y Elsa Martín. Aún recuerdo con cariño las primeras salidas al campo con vosotros en mi último año de carrera, el día que tuve un Cárabo en mis manos, los cafés, las pausas, etc. Os agradezco el buen compañerismo y acogida. Me llevo algo especial, algún aprendizaje y risas de cada uno/a de vosotros/as.

En segundo lugar, agradecer a mis amigos/as más cercanos que han seguido paso a paso las etapas que he pasado en el proceso de realización de la Tesis Doctoral, que aún estando fuera de este mundo de la investigación científica, desconocido para muchos de ellos han sabido escuchar, comprender el amor que tengo a la ciencia y han confiado en que algún día terminaría el doctorado. Gracias por todas esas cervezas solucionando el mundo y esos viajes exóticos inolvidables que nos hacen compartir momentos irrepetibles y seguir creciendo como personas. Mención especial: Primada, Migas, Comando Sierra Nevada y niñas de Parma.

Gracias Paco Duque y Yolanda Gañán, porque gracias a vuestros consejos desde la experiencia en vuestra larga carrera docente e investigadora, y siempre desde el cariño me habéis ayudado a tomar las mejores decisiones para el inicio, ejecución y finalización de este trabajo. Finalmente, lo más importante, Familia Cortés Gañán. Especialmente Hernán y Amparo por todo el apoyo incondicional y ánimos para seguir trabajando día a día con la misma motivación y fuerza que al principio. Gracias a vosotros soy la persona que soy, orgullosa de teneros siempre cerca porque me ayudáis a conseguir y realizar cada uno de mis sueños. Sobre todo éste, que según el Miguelo “no terminaría nunca”. Gracias a ti también, Miguelo, me enseñas a superarme y a demostrarme que puedo hacer cualquier cosa que me proponga sin tú darte cuenta.

En definitiva, tras estos 4 años me llevo una gran experiencia profesional y personal, unos conocimientos científicos y metodológicos que solo se pueden aprender trabajando en la realización de una Tesis Doctoral que aún teniendo sus momentos complicados en los que sin vuestra ayuda no hubiese podido seguir avanzado, hace que el viaje merezca la pena y seguro me abrirá nuevas puertas para mi carrera profesional en el futuro más próximo.

Muchas gracias a todos/as de corazón.

Mira profundamente en la Naturaleza y entonces entenderás todo mejor.

A. Einstein (1879 - 1955)

ÍNDICE

| | |
|---|----|
| AGRADECIMIENTOS..... | 5 |
| ABREVIATURAS..... | 11 |
| CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN A LA TESIS..... | 13 |
| INTRODUCCIÓN GENERAL..... | 13 |
| OBJETIVOS GENERALES DE LA TESIS..... | 21 |
| CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO | 23 |
| CAPÍTULO 3. LA REPRESENTACIÓN DE LAS ESPECIES EN LA EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS..... | 33 |
| INTRODUCCIÓN | 33 |
| MATERIALES Y MÉTODOS | 38 |
| Datos de las especies..... | 38 |
| Datos de áreas protegidas..... | 45 |
| Nivel de representación de las especies..... | 46 |
| Eficiencia en la representación de especies | 47 |
| Variación en la representación de especies | 48 |
| RESULTADOS..... | 50 |
| Distribución de especies..... | 50 |
| Áreas protegidas | 53 |
| Representación de especies | 55 |
| DISCUSIÓN..... | 60 |
| Representación de Especies..... | 60 |
| CAPÍTULO 4. LA RIQUEZA DE ESPECIES EN LA EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS | 67 |
| INTRODUCCIÓN | 67 |
| MATERIALES Y MÉTODOS | 69 |
| Cálculo de la riqueza de especies absoluta, amenazada y endémica..... | 69 |
| Análisis de datos | 70 |
| RESULTADOS..... | 71 |
| Resultados de la distribución geográfica de la riqueza de especies | 71 |
| Resultados de los análisis de datos..... | 77 |
| DISCUSIÓN..... | 83 |
| CAPÍTULO 5. LOS PUNTOS CALIENTES EN LA EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS | 87 |
| INTRODUCCIÓN | 87 |
| MATERIALES Y MÉTODOS | 89 |
| Delimitación de los puntos calientes de biodiversidad | 89 |
| Nivel de representación..... | 92 |
| Test de permutación..... | 94 |
| RESULTADOS..... | 95 |
| Delimitación de puntos calientes de riqueza de especies absoluta..... | 95 |
| Delimitación de puntos calientes de riqueza de especies amenazada | 96 |
| Delimitación de puntos calientes de riqueza de especies endémica..... | 97 |
| Nivel de representación de los puntos calientes y test de permutación | 98 |
| DISCUSIÓN..... | 99 |

| | |
|--|-----|
| CAPÍTULO 6. EL ANÁLISIS DE HUECOS EN LA EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS | 103 |
| INTRODUCCIÓN | 103 |
| MATERIALES Y MÉTODOS | 108 |
| Objetivos de Conservación | 114 |
| Criterios de infrarrepresentación..... | 119 |
| RESULTADOS..... | 123 |
| Especies, especies amenazadas y especies endémicas | 123 |
| Puntos calientes de riqueza, amenaza y endemidad..... | 127 |
| DISCUSIÓN..... | 133 |
| Los análisis de huecos en la evaluación de reservas | 133 |
| Especies: representación única | 133 |
| Especies: representación múltiple | 135 |
| Puntos calientes | 142 |
| Consideraciones finales..... | 143 |
| CONCLUSIONES..... | 149 |
| BIBLIOGRAFÍA | 155 |
| A - E | 155 |
| F - J..... | 160 |
| K - O | 162 |
| P - T..... | 166 |
| U - Z..... | 172 |

ABREVIATURAS

A continuación se presenta un listado de las abreviaturas empleadas en esta Tesis Doctoral, su definición y explicación aparecen en el texto.

| ABREVIATURA | SIGNIFICADO |
|--------------|---|
| AOO | Área de ocupación |
| AP | Áreas Protegidas |
| CDB | Convenio sobre la Diversidad Biológica |
| CONFAUNEX | Conservación de la fauna de Extremadura |
| EOO | Extensión de ocupación |
| Gap Analysis | Análisis de huecos |
| GIC | Biología de la Conservación |
| Hotspots | Puntos calientes de biodiversidad |
| IR | Índice de Representación |
| LIC | Lugares de Importancia Comunitaria |
| OC | Objetivos de Conservación |
| RAPEX | Red de Áreas Protegidas de Extremadura |
| RENPA | Red de Espacios Naturales Protegidos en Andalucía |
| RENPEX | Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura |
| SIG | Sistemas de Información Geográfica |
| SPSS | Statistical Package for the Social Sciences |
| UICN | Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza |
| UR | Umbral de Representación |
| UTM | Universal Transverse Mercator |
| ZEC | Zonas Especiales de Conservación |
| ZEPA | Zonas de Especial Protección para las Aves |
| ZIR | Zonas de Interés Regional |

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN A LA TESIS

INTRODUCCIÓN GENERAL

Sobre la Biodiversidad

El término **Biodiversidad** aparece en el año 1985 como la contracción de “*diversidad biológica*”, para referirse a la variedad de especies presentes en un territorio y distribuidas heterogéneamente (Takacs, 1996). La distribución de la biodiversidad, independientemente de la extensión mundial, nacional o regional de referencia, es un aspecto relevante para el funcionamiento de los ecosistemas y la supervivencia de la humanidad, ya que supone una fuente extraordinaria de variedad de seres vivos, recursos naturales, materias primas, alimentos, energía, ciencia, medicina y otros bienes y servicios (Primack y Ros, 2002). Mientras que las extinciones de especies en épocas anteriores eran causadas por modificaciones de los ecosistemas principalmente de origen natural, actualmente son provocadas en su mayoría por las transformaciones de los sistemas naturales causadas por las actividades humanas como son: la intensificación agrícola, la urbanización, la construcción de las redes de transporte, la caza y pesca excesivas, la destrucción de hábitats y las frecuentes introducciones de especies invasoras que pueden llegar a provocar la disminución del número de especies (Heywood, 1995; Lawton y May, 1995; Ros 1995; Stanners y Bourdeau, 1995; Sanderson *et al.*, 2002).

La consecución de estas actividades humanas a lo largo del tiempo y sin una gestión supervisada, suponen una fuente de amenaza de la biodiversidad a una escala global produciendo como consecuencia pérdidas en la diversidad biológica y limitando la disponibilidad de recursos naturales (Mittermeier *et al.*, 1998). Para hacer frente a esta problemática global, es esencial que el ser humano establezca prioridades para proteger y conservar la biodiversidad que le rodea en la mayor medida posible (Margules y Sarkar 2007). Debido a que las distribuciones de los seres vivos no son uniformes, habrá zonas más ricas que otras en cuanto a número de especies, grado de amenaza o estado de endemidad se refiere. Además, suele ocurrir que las zonas más especiosas, con más especies amenazadas o bien, con más especies de carácter endémico se encuentran bajo niveles de amenaza más altos (Mittermeier *et al.*, 1998; Reid 1998; Myers, 1988, 1990; Prendergast y Eversham, 1995; Beissinger *et al.*, 1996; Harcourt, 2000 y Myers *et al.*, 2000). Por tanto, la riqueza de especies absoluta y el número de especies amenazadas y de especies endémicas, deben ser aspectos relevantes

a la hora de establecer prioridades de conservación de la biodiversidad (Primack y Ros, 2002). En función de la cantidad y proporción de especies que presente un lugar, éste podrá ser considerado más o menos relevante para su protección y conservación.

El resultado de la delimitación de estas áreas del territorio con altos niveles de diversidad de especies es lo que denominamos puntos calientes de biodiversidad (*hotspots*). Myers (1988, 1990) fue quién identificó a nivel mundial varias regiones geográficas con prioridades en la conservación por presentar un amplio número de especies endémicas en áreas relativamente pequeñas y con importantes amenazadas por pérdidas del hábitat. Uno de los puntos calientes identificados por Myers fue la cuenca mediterránea, la cual acoge una variedad de vertebrados terrestres y plantas vasculares de interés mundial. Su uso ha sido generalizado a lo largo de los años por otros autores (Estrada *et al.*, 2011) para acoger áreas geográficas con una elevada concentración de especies (riqueza), endémicas, raras y/o con elevados niveles de amenaza para la supervivencia de las especies (Mittermeier *et al.*, 1998; Reid, 1998). Aunque el concepto pueda parecer sencillo, por lo general, no es una tarea fácil delimitar objetivamente el límite en el cual un conjunto de especies pasa a representar un punto caliente de biodiversidad (Fortin y Dale, 2005).

Sobre las Áreas Protegidas

Una de las principales herramientas más adecuada y utilizada a nivel mundial para la protección y conservación de la biodiversidad es el diseño y gestión de áreas protegidas. Las áreas protegidas se definen por la UICN (1994) como “*un área de tierra o mar especialmente dedicado a la protección y mantenimiento de la diversidad biológica, y de los recursos naturales y culturales asociados, y gestionada a través de medios legales o de otro tipo*”. Las áreas protegidas son, por tanto, gestionadas para minimizar los riesgos de extinción de las especies (Reid, 1998; Margules y Pressey 2000; Margules y Sarkar, 2007). Un inconveniente de esta medida es que los límites de las áreas protegidas pueden no conservar al número total de especies presentes en una región, especialmente aquellas especies cuya distribución esté restringida o sus hábitats tengan requisitos específicos (Araújo, 1999; Gaston y Rodrigues, 2003; Rieman y Ezcurra, 2005).

En el año 1992, durante la Conferencia de “*La Cumbre de la Tierra*” de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y desarrollo (Ministerio de Agricultura, alimentación y Medio Ambiente, Fundación Biodiversidad, 2013) se firma el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), como

una propuesta internacional en contribuir en la disminución de las elevadas pérdidas de numerosas especies a nivel mundial. Destacar entre sus objetivos principales, los esfuerzos en la conservación de la diversidad biológica, la utilización sostenible de sus componentes y la participación justa y equitativa de los beneficios que se deriven de la utilización de los recursos genéticos. Por tanto, el Convenio de la Diversidad Biológica (CDB) se encarga de cubrir la diversidad biológica al nivel de las especies, ecosistemas y recursos genéticos (Naciones Unidas, 2010).

No obstante, estas medidas son insuficientes para reducir significativamente la pérdida de biodiversidad, en comparación con la delimitación de áreas protegidas que establece la legislación mundial, nacional y regional relacionada con temas de protección y conservación de la biodiversidad. Estas áreas protegidas son realmente importantes para la utilización sostenible de sus componentes, contribuyen a aumentar los beneficios de la diversidad biológica y gestionar los conocimientos en cuanto a investigación y educación se refiere, para mejorar las economías locales y regionales (Convention on Biological Diversity, 2010, Decenio de las Naciones Unidas sobre la Biodiversidad 2011-2020). La Convención para la Diversidad Biológica recomienda durante el periodo 2011-2020 un Plan Estratégico que proporcione un aumento del 17% en la superficie total de las áreas protegidas (Convention on Biological Diversity, 2010, Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020).

Las estrategias o medidas directas de actuación que se proponen para rellenar huecos existentes consisten en estudiar cada caso en particular y llevar a cabo un seguimiento individual de las áreas protegidas para garantizar la conservación de la biodiversidad. Las diferentes leyes, directivas, reales decretos, etc. existentes en la actualidad a nivel nacional, europeo y mundial (Fig.1.1) han sido redactadas a lo largo de extensos periodos de tiempo, siendo las instituciones gubernamentales según sus ámbitos de aplicación competencia de los diferentes criterios establecidos.

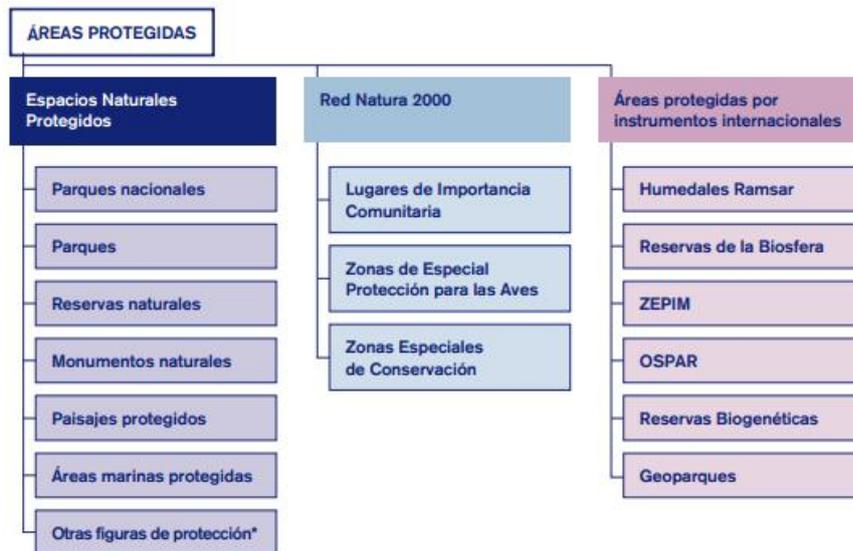


Fig. 1.1. Esquema de las áreas protegidas aplicadas al territorio del estado español a nivel nacional, europeo e internacional. EUROPARC-España 2011.

Todas estas figuras legales de protección son aplicables a las áreas protegidas localizadas tanto en Europa, como en el estado español y por consiguiente en la región de Extremadura. Sin embargo, el origen de tan numerosas figuras de protección ha sido diverso, como lo han sido asimismo los criterios para la delimitación de las áreas protegidas. Desde una perspectiva histórica, la biodiversidad en sentido amplio –i.e., no restringido a determinados grupos biológicos –no ha sido siempre el criterio utilizado.

En el ámbito nacional, fue en el año 1916 cuando se promulgó la *Ley de Parques Nacionales*, basada en la espectacularidad paisajística y el atractivo turístico. Fue derogada en el año 1957 con la creación de la nueva *Ley de Montes*, la cual ajusta la gestión de áreas protegidas a la función prioritaria forestal, aportando dos aspectos fundamentales: clasificar los terrenos como suelo rústico y no urbano (excluyendo el concepto de los parques, jardines y solares) y que el terreno estuviera dotado de especies forestales (excluyendo los árboles frutales, los de fines científicos y los destinados a ornamentación) (Mulero, 2002). En el año 1970, se declara el Parque Nacional de Doñana, momento en que España presenta 6 Parques Nacionales, 16 Sitios Naturales y 1 Monumento Natural de Interés Nacional, lo que equivale a un reducido 0,2% de la superficie nacional (Mulero, 2002). La nueva situación socioeconómica generó una sensibilidad y una demanda de espacios y actividades de ocio en contacto con la naturaleza que provocó la aparición del Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA).

Más adelante, con la *Ley de Espacios Naturales Protegidos* de 1975 y su posterior reemplazo por la *Ley 4/89 de Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre*, se crea un nuevo marco regulador en materia de áreas protegidas. Esta nueva ley, concibe los espacios naturales del territorio español como una herramienta para el mantenimiento de la biodiversidad y se encarga de regular la utilización racional de los recursos naturales en general. En su actualización más reciente, existen dos leyes vigentes relacionadas con la protección y la conservación de los espacios naturales: la *Ley 5/2007 de la Red de Parques Nacionales* y la *Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad* (recientemente modificada por la *Ley 33/2015*, especialmente en lo que se refiere a la gestión de espacios protegidos), cuyos objetivos son establecer el régimen jurídico básico de la Red de Parques Nacionales y los Espacios Naturales Protegidos para avanzar en la conservación de la naturaleza, considerándola como un Derecho y promulgando las distintas normativas adaptadas a la normativa europea (Red Natura 2000) e Instrumentos internacionales con el objeto de garantizar a las generaciones futuras el disfrute de nuestro patrimonio natural (Ministerio de Agricultura, alimentación y Medio Ambiente, 2012).

Paralelamente, en el año 1992 desde la Unión Europea se crea la Red Natura 2000 como un compromiso de sus estados miembros para la creación de una red representativa de áreas protegidas con valores importantes de biodiversidad de relevancia europea, siendo la iniciativa más importante para la conservación de la biodiversidad en Europa (Gaston *et al.*, 2008; Pullin *et al.*, 2009). Por tanto, el objetivo principal de la Red Natura 2000 es garantizar la conservación de determinados tipos de hábitat y especies en sus áreas de distribución natural, por medio de zonas especiales para su protección y conservación (Ministerio de Agricultura, alimentación y Medio Ambiente, 2012).

Dicha red se compone de los lugares que albergan los tipos de hábitats naturales que figuran en el *Anexo I y II* de la *Directiva Hábitats 92/43/CEE*, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestre y los lugares que albergan las aves silvestres y sus hábitats que figuran en el *Anexo I* de la *Directiva Aves 79/409/CEE*, relativa a la conservación de las aves silvestres. Los Anexos de la Directiva Aves han sido adaptados en varias ocasiones en respuesta a progresos científico-técnicos y ampliaciones desde la Unión Europea. La última versión modificada es la correspondiente a la *Directiva 2009/147/CE* del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de noviembre de 2009 relativa a la conservación de las aves silvestres.

Frente a la disparidad de criterios utilizados en cada país en la aplicación de la Directiva Aves, en la Directiva Hábitats preside un criterio de coherencia ecológica que se ve instrumentalizado a través de un *procedimiento unitario de selección de lugares*. En efecto, en su *Anexo III* esta Directiva establece los “*criterios de selección de los lugares que pueden clasificarse como Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) y designarse Zonas Especiales de Conservación (ZEC)*” y que se aplican sobre los tipos de hábitats naturales del *Anexo I* y los taxones del *Anexo II*. Por el contrario, en la Directiva Aves se dice que “*Los Estados miembros clasificarán en particular como zonas de protección especial de los territorios más adecuados en número y en superficie para la conservación en estas últimas dentro de la zona geográfica marítima y terrestre en que es aplicable la presente Directiva*”. La Directiva Aves establece que se protegerán los territorios más adecuados para las especies de su *Anexo I* mediante las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA). Con la unión de Croacia en el 2013, ambas Directivas se han visto ampliadas mediante la *Directiva 2013/17/EU del 13 de mayo de 2013 por la que se adaptan determinadas directivas en el ámbito del medio ambiente, con motivo de la adhesión de República de Croacia* que el Consejo adoptó para efectuar los cambios (Comisión Europea, 2013).

Además del ámbito legislativo nacional y europeo citado anteriormente, a la región de Extremadura le aplica su propia legislación cuyos inicios tuvieron lugar con la Constitución Española de 1978, posibilitando la transferencia de competencias en materia de conservación de la naturaleza a las autonomías. Siendo los primeros Parques Naturales declarados: Cornalvo en 1988 (Decreto 110/1988, de 29 de diciembre, sobre la declaración del Parque Natural de Cornalvo, Badajoz) y Monfragüe en 1979 (Alberdi, 2009). Posteriormente, aparece la *Ley 8/1998 de Conservación de la Naturaleza y Espacios Naturales de Extremadura* aprobada por la Asamblea de Extremadura y modificada por la *Ley 9/2006* con el fin de adecuarlas a las Directivas europeas de hábitat y aves, cambiando algunas denominaciones de los espacios naturales y considerando otras nuevas relativas al ámbito internacional. En el *Título IV* de la *Ley 8/1998 de Conservación de la Naturaleza y Espacios Naturales de Extremadura* se establecen los criterios de protección de la biodiversidad, los cuales “*se llevarán a cabo creando figuras tanto de protección de hábitats naturales como de conservación, mantenimiento y recuperación de especies animales y vegetales*”. La *Ley 9/2006 de Conservación de la Naturaleza y Espacios Naturales de Extremadura* surge por la necesidad creada por la Comisión Europea en trasponer las figuras presentes en la Red Natura 2000 al marco normativo estatal y autonómico, cubriendo así los vacíos legales en materia de conservación de los espacios naturales que existen en la Comunidad Autónoma de Extremadura a la vez que cumple con las exigencias de la Red Natura 2000.

La legislación regional fue creada con la finalidad de proteger y conservar las Áreas Protegidas de Extremadura, las cuales se definen como “*cada uno de los Espacios Naturales Protegidos y de las Zonas de la Red Natura 2000 que hayan sido declarados o clasificados como tales conforme a lo dispuesto en la presente Ley*” Se deberá de disponer de regímenes idóneos para que su diversidad biológica, recursos naturales y culturales asociados a dichos espacios, sean protegidos y conservados para su evolución de la manera más sostenible posible (Gobierno de Extremadura, 2012).

| Espacios Naturales Protegidos | Red Natura 2000 | |
|--|---|-------------------------------------|
| Parques Naturales | Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) Zonas de Especial Conservación (ZEC) | |
| Reservas Naturales | | |
| Monumentos Naturales | | |
| Paisajes Protegidos | | |
| Zonas de Interés Regional (ZIR) | Otras figuras de protección de espacios | |
| Corredores Ecológicos y de Biodiversidad | | |
| Parques Periurbanos de Conservación y Ocio | | |
| Lugares de Interés Científico | | |
| Árboles singulares | | |
| Corredores Ecoculturales | | |
| | | Parque Nacional de Monfragüe |
| | | Reserva de la Biosfera de Monfragüe |
| | Zonas Ramsar | |

Tabla 1.1. Conjunto de las áreas protegidas presentes en la región de Extremadura según la figuras internacional (Red Natura 2000), nacional y regional (Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura). Su conjunto se denomina Red de Áreas Protegidas de Extremadura, conforme a la Ley 9/2006, de 23 de diciembre, de Conservación de la Naturaleza y Espacios Naturales de Extremadura.

De todas estas figuras de protección enumeradas, las específicas de la región de Extremadura son: Zonas de Interés Regional (ZIR), Corredores Ecológicos y de Biodiversidad, Parques Periurbanos de Conservación y Ocio, Lugares de Interés Científico y Corredores Ecoculturales.

Sobre el Análisis de Huecos

En el momento histórico actual se puede afirmar que el grueso de la fase de diseño de áreas protegidas para la conservación de la naturaleza está finalizado en Extremadura, y que los posibles cambios que pudieran ser oportunos serían sin duda limitados. Es el momento, más bien, de las herramientas de gestión (Decreto 110/2015, de 19 de mayo, por el que se regula la red ecológica europea natura 2000 en Extremadura). Como se ha visto, la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) actual en sus distintas redes, es el resultado de un largo proceso histórico, en el que el criterio de ofrecer cobertura a la biodiversidad no ha estado siempre presente en el grado que sería de esperar. Es más, cuando este criterio ha estado presente, su alcance taxonómico no ha

sido necesariamente amplio, ya que mayoritariamente el foco ha estado puesto en determinadas características relacionada con la endemidad, rareza o amenaza de las especies interesadas en una escala espacial dada. Si bien esto tiene una base lógica en Biología de la Conservación, que los efectos positivos para la conservación de la biodiversidad que las áreas protegidas puedan dispensar se difundan o no al resto de especies (*e.g.*, Drummond *et al.*, 2009), es un resultado contingente que gravita bajo el paraguas de las especies visibilizadas por las características antes citadas. Y en cualquier caso y hasta la fecha, una estrategia con resultados desconocidos.

Considerando el heterogéneo origen histórico y geográfico de las figuras de protección del territorio regional, es pertinente y oportuna la siguiente cuestión: ¿en qué grado la biodiversidad de Extremadura está cubierta por la actual Red de Áreas Protegidas? Para evaluar en qué grado el actual diseño de la Red de Áreas Protegidas da cobertura a la diversidad biológica en Extremadura se realizará un análisis de huecos (*gap analysis*) (Scott *et al.*, 1987, 1991), procedimiento que permite detectar posibles defectos de conservación (huecos) en redes de áreas protegidas preexistentes. Se trata de una aproximación eminentemente práctica y muy utilizada para refinar redes de áreas protegidas; pero también ha sido muy criticada por realizar fuertes suposiciones respecto al valor de la vegetación (usos del suelo) como indicador de la biodiversidad subyacente. En definitiva, determina y evalúa si la biodiversidad se encuentra bien representada o no dentro de los límites que definen las figuras legales aplicadas a la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) (Scott *et al.*, 1993; Kiester *et al.*, 1997). Es decir, en qué medida estas áreas protegidas dan cobertura a las especies biológicas para poder así destacar las regiones que deberían ser más importantes para la conservación y por tanto, tendrían una expansión prioritaria (Rodríguez *et al.*, 2004a,b).

A lo largo de los años, han sido numerosos los estudios realizados utilizando como metodología el análisis de huecos (*gap analysis*), considerando diferentes criterios según la localización del área de estudio, disponibilidad de los datos de partida de las áreas protegidas y/o los grupos taxonómicos disponibles, etc. Como ejemplos, podemos señalar la investigación realizada por Maiorano *et al.*, (2006) en la cual se centra en la península italiana como área de estudio, considera las áreas protegidas delimitadas a nivel nacional y utiliza los datos de distribución de vertebrados (mamíferos, aves reproductoras, reptiles, anfibios y peces). Otro ejemplo con la península ibérica como área de estudio sería el de Traba *et al.*, (2007), con la diferencia que en este caso además de las áreas protegidas nacionales se tienen en cuenta las Zonas de Especial Protección para las Aves. Estrada *et al.*, (2008) establecen como área de estudio un territorio más acotado, la región de Andalucía,

consideran la Red de Espacios Naturales Protegidos en Andalucía (RENPA) como áreas protegidas y utiliza modelos de distribución de mamíferos terrestres. De la Montaña *et al.*, (2011) acotan igualmente su área de estudio a una región (Castilla-La Mancha) pero consideran las áreas protegidas nacionales y la Red Natura 2000 como áreas protegidas y utiliza datos de distribución de vertebrados terrestres (mamíferos, aves reproductoras, reptiles y anfibios).

Como se puede observar en los ejemplos de investigaciones científicas realizadas con anterioridad, no hay ningún análisis que centre su área de estudio en la región de Extremadura, considere como áreas protegidas la Red Natura 2000, las áreas protegidas delimitadas a nivel nacional y la Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura (RENPEX), que utilice una combinación metodológica entre el uso de modelos de distribución de especies y recopilación de datos de distribución de especies y que haga referencia a un número de especies muy superior al utilizado en las fases de diseño, incluyendo vertebrados e invertebrados terrestres.

OBJETIVOS GENERALES DE LA TESIS

La presente memoria de Tesis Doctoral tiene como objetivo general determinar en qué grado la actual *Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX)* de la región de Extremadura posee una distribución territorial que dé cobertura a sus principales elementos de biodiversidad terrestre. Implícito en este objetivo general está evaluar en qué grado la Red Natura 2000 es complementaria a la Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura (RENPEX) en la cobertura de la biodiversidad terrestre regional. Este objetivo general puede desglosarse en una serie de objetivos particulares que satisfacen al anterior a tres niveles de análisis: las especies, la riqueza de especies y los puntos calientes, junto con la realización de un análisis de huecos (*gap analysis*). Tales niveles de análisis constituirán cada uno de los capítulos principales de la presente memoria de Tesis Doctoral.

De la consecución de tales objetivos resultará una evaluación del actual sistema de reservas de Extremadura RAPEX y de sus dos redes – Red Natura 2000 y RENPEX – valorando en qué medida éstas pueden ser útiles como herramienta de conservación de la biodiversidad más allá de los distintos criterios específicos con que fueron diseñadas. Además, los resultados mostrarán si existen oportunidades de mejora y, en su caso, cuál es su ubicación, extensión y justificación.

CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio es la región de Extremadura, situada en el suroeste de la Península Ibérica y con una extensión de 41.634 km². Se divide administrativamente en dos provincias: Cáceres al Norte con 19.868 km² y Badajoz al Sur con 21.766 km² (INE, 2013).

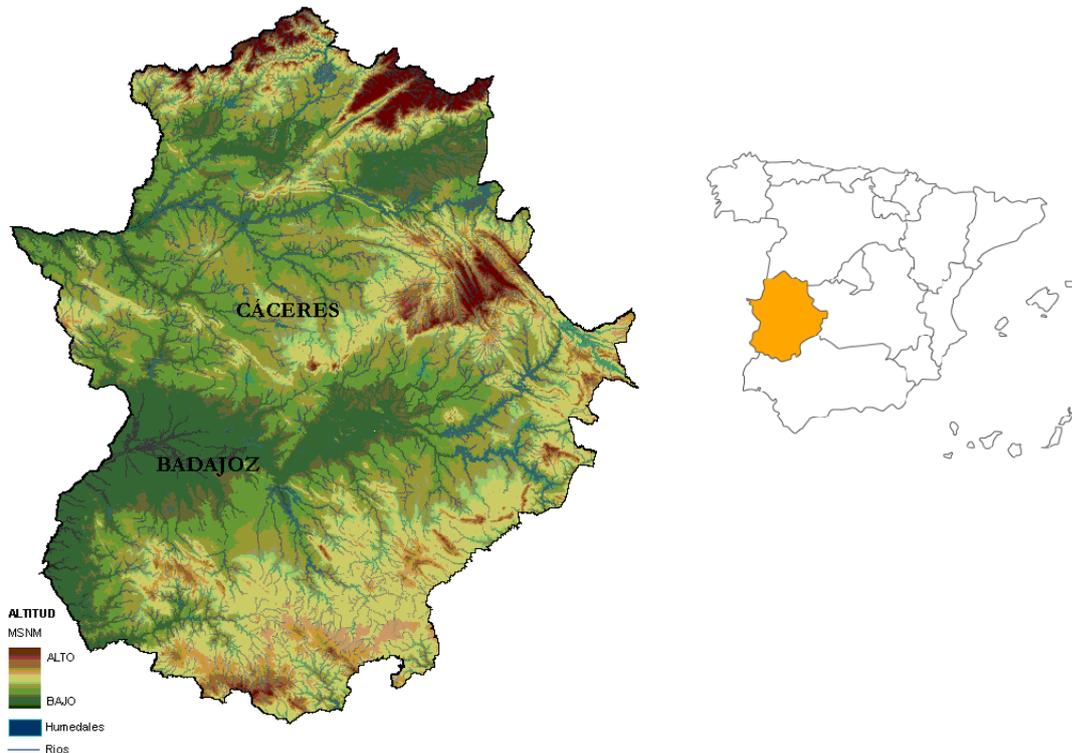


Fig. 2.1. Mapa del medio físico de Extremadura y situación geográfica en la Península Ibérica. Fuente: Modelo Digital de Elevaciones elaborado por el Grupo de Investigación en Biología de la Conservación (GIC) de la Universidad de Extremadura.

Por su localización, Extremadura se enmarca dentro de la Región Biogeográfica Mediterránea cuya principales características coinciden con el clima mediterráneo. El cual presenta una influencia atlántica, dando lugar a inviernos húmedos y frescos y veranos secos y cálidos (Sundseth, 2010). Con unas temperaturas medias anuales más bajas correspondientes a las zonas montañosas de mayor altitud del norte de la región (Piornal 11,5 °C) y con temperaturas más altas en las Vegas del Guadiana (18,5 °C) y La Serena, en la provincia de Badajoz (García-Villanueva *et al.*, 1997). La región presenta un relieve variado de montañas elevadas y llanuras, medianas sierras, penillanuras, vegas y valles angostos. Está delimitada por el Sistema Central al norte y por Sierra Morena al sur, constituyendo los límites con las Comunidades de Castilla León y Andalucía. Al oeste se encuentra como límite fronterizo Portugal. Entre los sistemas montañosos principales del norte y del sur, casi

separando las dos provincias, se extienden las sierras de San Pedro, Montánchez y Villuercas entre 703 y 1.601 metros (Barrientos, 2009), que sirven de delimitación entre las penillanuras de Cáceres y Badajoz. Estas penillanuras están atravesadas por los dos ríos principales de la región, el Tajo y el Guadiana, que discurren de este a oeste (García-Villanueva *et al.*, 1997).

Esta orografía posibilita la presencia de una amplia biodiversidad en flora y fauna igualmente rica. Donde se encuentra una variedad considerable en cuanto al número de especies según los diferentes grupos taxonómicos. La vegetación, se caracteriza por los bosques esclerófilos perennifolios dominados por la encina (*Quercus rotundifolia*) y el alcornoque (*Quercus suber*) especialmente adaptados a épocas de sequía. La dehesa como la unidad paisajística más característica de Extremadura, resulta de la intervención del hombre en eliminar selectivamente algunos de los elementos arbóreos y arbustivos para fines exclusivamente agroganaderos. En aquellos suelos más fértiles, la dehesa es sustituida por cultivos agrícolas siendo los más importantes desde el punto de vista económico el tabaco, el olivo, la vid, el tomate, el cerezo y el maíz (Devesa, 1995). Mientras, en las zonas más altas aparecen los Bosques caducifolios exigentes de temperaturas más bajas y mayores precipitaciones, constituidos por melojares o robledales (*Quercus pyrenaica*). En los márgenes de los cauces de los ríos aparecen los Bosques riparios, los cuales presentan como elementos arbóreos más representativos al aliso (*Alnus glutinosa*), el fresno (*Fraxinus angustifolia*) y las mimbreras (*Salix atrocinerea*). Los matorrales seriales ocupan la mayor parte de la extensión de los bosques extremeños representados principalmente por las familias *Laminaceae*, *Fabaceae* y *Cistaceae* (Devesa, 1995).

En todos estos paisajes vegetales habita la fauna más característica de Extremadura, considerada muy rica y diversa por su óptimo estado de conservación y por la representación de fauna autóctona de la región Mediterránea que presenta. Debido a su situación geográfica, Extremadura posibilita la entrada a taxones norteños de clima atlántico y a endemismos ibero-magrebíes o de origen africano, lo cual enriquece su fauna (Corbacho, Sánchez y Morán, 2009). Haciendo una referencia sintetizada de todos los grupos taxonómicos presentes en Extremadura, encontramos a los herpetos (anfibios y reptiles) con una reducida capacidad de dispersión por lo que se hallan altamente ligados a los hábitats y áreas en las que habitan. Esto les hace ser poblaciones locales muy vulnerables a procesos de alteración del hábitat. El Sistema Central, Villuercas, Monfragüe, Cijara-Los Montes, Cornalvo, Sierra de San Pedro-Valencia de Alcántara, Sierra de Siruela, Campiña de Olivenza y Tentudía son áreas de nuestra región catalogadas como de gran importancia para la herpetofauna (Pleguezuelos *et al.*, 2002).

Existen taxones del grupo de mamíferos, que enriquecen su fauna. Estas especies son fundamentalmente roedores o insectívoros de pequeño tamaño y quirópteros. A nivel general, el resto de especies se encuentran bien representados por toda la región, siendo la disponibilidad y calidad de hábitat el factor que determina su presencia. Mención especial a los quirópteros debido a que es en Extremadura donde cuentan con algunas colonias y refugios más importantes de la Península (cuevas, grutas naturales, minas abandonadas, etc.) (Corbacho, Sánchez y Morán, 2009). Pero es el caso de las aves donde la región destaca sobremanera por el elevado número de especies ya sean reproductoras, invernantes o de paso migratorio (Martí y del Moral, 2003). Los hábitats de Extremadura donde se pueden encontrar excelentes comunidades orníticas son entre otros los Bosques-dehesas, matorrales, riberas, pastizales-agrosistemas, humedales, etc. (Corbacho, Sánchez y Morán, 2009).

Dentro de los invertebrados, los lepidópteros y los odonatos son los grupos de artrópodos mejor conocidos en Extremadura, teniendo en cuenta la escasez de estudios entomológicos realizados. Las mariposas se limitan a vivir en aquellos biotopos que les son favorables, constituyendo muchas veces poblaciones separadas y dispersas. Si el clima constituye uno de los factores abióticos más importantes que definen la distribución de los lepidópteros, la vegetación es sin duda el factor más influyente, en este caso biótico, que condiciona la existencia de estos invertebrados. Es importante mencionar la presencia de zonas de suelos básicos en Extremadura, ya que permiten la supervivencia de mariposas cuyas principales fuentes de alimentación son las plantas basófilas que actualmente se encuentran en enclaves muy reducidos (García-Villanueva *et al.*, 1997). Las libélulas, en cambio, son especies adaptadas y muy dependientes de los ambientes acuáticos, desarrollando la mayor parte de su ciclo vital en el interior de sus aguas o bien en áreas cercanas a éstas, por tanto son especies fácilmente visibles en nuestros ríos, arroyos y charcas (Sánchez *et al.*, 2009). La amplia variedad de ecosistemas acuáticos presentes en la región, las condiciones climáticas que se vienen desarrollando en las últimas décadas, la facilidad que tienen los odonatos de carácter generalista para colonizar nuevos hábitats y el aumento de los hábitats artificiales de carácter atlántico, pueden provocar que se encuentren en un futuro nuevas especies de origen etiópico en nuestra región (Sánchez *et al.*, 2009).

Extremadura cuenta con una población de 1.083.130 habitantes (Instituto de Estadística de Extremadura, ieex, 2013) que contrastada con su gran extensión la convierte en una de las comunidades autónomas más despobladas con una densidad poblacional de 26,62 hab/km² (EURES, 2013). Esto indica una escasa concentración de la población en la extensión del territorio, que provoca una distribución poblacional muy desigual, pero un elemento diferenciador a tener en cuenta por la cantidad de territorio que queda dedicado a los recursos naturales.

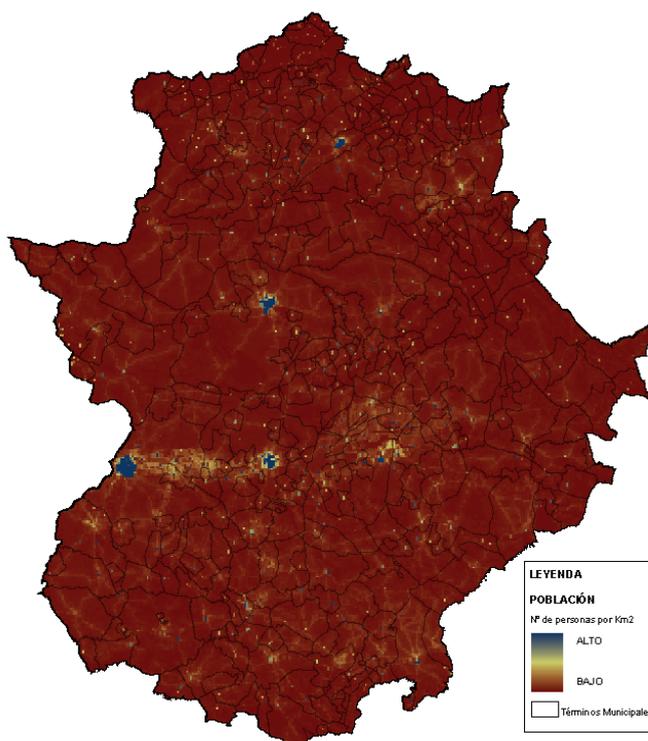


Fig. 2.2. Distribución espacial de la población en Extremadura. Fuente: Base de Datos de Población Global (LandScan, 2008) elaborado por el Oak Ridge Nacional Laboratory (ORNL).

Con respecto a los aspectos económicos, la evolución anual del Producto Interior Bruto (PIB) en Extremadura fue de 0,9% en el año 2011 frente al 0,4% de variación anual en España. Si se compara el PIB anual de todas las Comunidades Autónomas que constituyen España, se observa que Extremadura junto a Melilla y Murcia se encuentran dentro de las Comunidades Autónomas con menor riqueza de España. En 2010, el sector servicios cuenta con un peso importante en Extremadura debido a su crecimiento en los últimos años suponiendo un PIB de 67,24%, seguido de la construcción con un 14,97%, la industria un 9,43% y la agricultura con un 8,36% (EURES, 2013). Finalmente, se puede mencionar que el Valor Agregado Bruto (VAB) en Extremadura ha sido superior al nacional, pasando de ser un 1,66% en el año 2001 frente un 1,71% en el año 2010. Aun así, esta aportación de la región en términos de VAB nacional sigue siendo muy reducida. (Parejo *et*

al., 2012). No olvidar, que la región no está siendo ajena a la pérdida de empleo que se está produciendo a nivel nacional en todos los sectores como consecuencia de la crisis mundial actual. Concretamente, la tasa de paro se sitúa en un 34,06% de la población activa según datos publicados en la Encuesta de Población Activa (EPA) del Instituto Nacional de Estadística (INE, 2013). Convirtiéndose así, en la región con la segunda tasa de paro más alta de España.

Por todas estas razones, Extremadura presenta en su amplio y escasamente poblado territorio, grandes contrastes territoriales debidos a la diversidad de sus paisajes, ecosistemas y usos del suelo generalmente poco intensivos. Es probablemente por ello que conserva importantes valores naturales asociados a la biodiversidad. Y como consecuencia, ha sido objeto de especial atención en el diseño de reservas para la conservación de la biodiversidad, a escalas que van desde el ámbito internacional, pasando por el nacional y hasta el regional. Para precisar la nomenclatura que va a ser utilizada en la presente memoria de Tesis Doctoral para hacer mención a unas figuras de protección u otras en función de sus ámbitos de aplicación, se define la siguiente terminología (Diagrama 2.1):

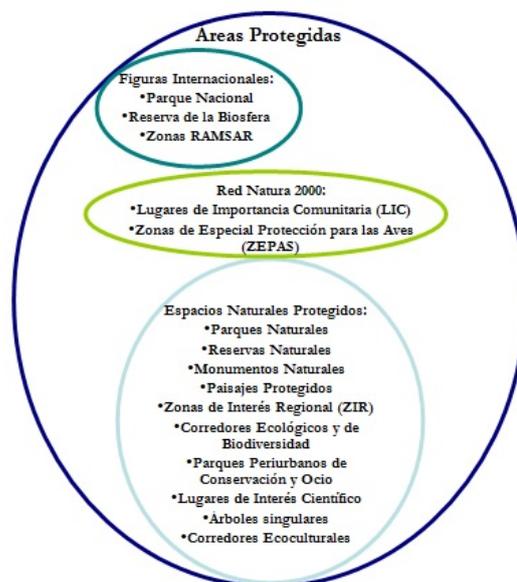


Diagrama 2.1. Red de Áreas Protegidas de Extremadura según la presente Ley 9/2006, de 23 de diciembre, de Conservación de la Naturaleza y Espacios Naturales de Extremadura.

Dicha nomenclatura procede de los conceptos que aparecen en las diferentes Leyes, aunque para la simplificación de algunos términos se haya utilizado algún acrónimo que no aparecen como tal en la legislación. A continuación se muestra la superficie protegida que ocupa cada una de estas figuras en la región de Extremadura (Tabla 2.1):

| Superficie protegida | Lugares | Superficie total Ha | Superficie total (%) |
|--------------------------------|---------|---------------------|----------------------|
| Otras figuras internacionales | 4 | 141.934,31 | 3,41 |
| Red Natura 2000 | 160 | 1.264.288 | 30,3 |
| Espacios Naaturales Protegidos | 57 | 314.110,89 | 7,54 |

Tabla 2.1. Superficie de área protegida por las Figuras Internacionales, Red Natura 2000 y Espacios Naturales Protegidos en la CCAA de Extremadura (expresada en hectáreas y %). Fuente: Elaboración propia EUROPARC-España 2012 y DOE Número 111, de 29 de mayo de 2012, por el que se somete a información pública la propuesta de actualización de los lugares que integran Red Natura 2000 en Extremadura.

Las áreas protegidas de Extremadura se clasifican en Espacios Naturales Protegidos y las Zonas de Red Natura 2000 (*Ley 9/2006, de 23 de diciembre, de Conservación de la Naturaleza y Espacios Naturales de Extremadura*) regulándose los procedimientos a seguir para su declaración. Por consiguiente, la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) estará integrada por el conjunto de los Espacios Naturales Protegidos, las Zonas de la Red Natura 2000 y de las otras figuras de protección de espacios. Las figuras internacionales son: el Parque Nacional de Monfragüe, la Reserva de la Biosfera de Monfragüe y las Zonas Ramsar. La Reserva de la Biosfera de Monfragüe fue declarada en Septiembre de 2003 con 116.160 Ha de superficie por el Programa Hombre y Biosfera de la UNESCO. Transcurridos unos años, fue declarado igualmente como Parque Nacional de Monfragüe con una superficie de 18.396 Ha mediante la *Ley 1/2007, de 2 de marzo, de declaración del Parque Nacional de Monfragüe*. La finalidad general de ambas figuras es la conservación de los ecosistemas, hábitats, diversidad biológica, recursos naturales, etc. que presenta, contribuir al conocimiento y difusión del Parque Nacional y promover el desarrollo sostenible de las poblaciones cercanas entre otras. Otra figura de ámbito internacional, es el convenio relativo a la conservación de los Humedales de Importancia Internacional (Convenio RAMSAR, 1971), consistente en un tratado intergubernamental cuya misión es *“la conservación y el uso racional de los humedales mediante acciones locales, regionales y nacionales gracias a la cooperación internacional, como contribución al logro de un desarrollo sostenible en todo el mundo”* (Ramsar, Irán, 1971). En Extremadura se encuentra el Complejo lagunar de la Albuera y el Embalse de Orellana.

| Figuras Internacionales | Lugares | Superficie total Ha | % en Extremadura |
|-----------------------------------|----------|---------------------|------------------|
| Parque Nacional | 1 | 18.396 | 0,44 |
| Reserva de la Biosfera | 1 | 116.160 | 2,79 |
| Zonas RAMSAR | 2 | 7.378,31 | 0,18 |
| Total superficie protegida | 4 | 141.934,31 | 3,41 |

Tabla 2.2. Superficie de área protegida por las figuras internacionales en la CCAA de Extremadura (expresada en hectáreas y %). Fuente: Elaboración propia Gobierno de Extremadura 2013.

A escala Europea, la Red Natura 2000 está constituida por Zonas de Especial Conservación (ZEC) designadas por los Estados miembros en función de los lugares que albergan los tipos de hábitats naturales que figuran en la *Directiva Hábitats 92/43/CEE* creando los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) y los lugares que albergan las aves silvestres y sus hábitats que figuran en la *Directiva Aves 79/409/CEE* creando las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA). La Comunidad Autónoma de Extremadura ha sido pionera en incorporar la Red Natura 2000 en la normativa regional, incluso antes de que entrara en vigor la “*Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*” (Palacios *et al.*, 2008). Cabe mencionar la importante contribución de la región de Extremadura a la Red Natura 2000 como una de las más altas en la península ibérica, por los hábitats naturales y la amplia distribución de las diferentes especies objeto de protección que presenta. Exactamente, en su objetivo de proteger las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC), Extremadura presenta 71 de las primeras y 89 de los segundas (Gobierno de Extremadura, 2013). La fracción de la región de Extremadura en Red Natura 2000 es del 30,3%, es decir, más de 1.264.000 Ha según el *DOE Número 111, de 29 de mayo de 2012*, por el que se somete a información pública la propuesta de actualización de los lugares que integran Red Natura 2000 en Extremadura.

A escala regional, se encuentran definidos los Espacios Naturales Protegidos de Extremadura, los cuales son *zonas del territorio de la Comunidad Autónoma de Extremadura declaradas como tales según la Ley, en atención a la representatividad, singularidad, rareza, fragilidad o interés de sus elementos o sistemas naturales. En el marco del desarrollo sostenible, se dispondrán para dichos espacios, regímenes adecuados de protección y conservación tanto de su diversidad biológica como de los recursos naturales y culturales a ellos asociados* (Ley 8/1998 de Conservación de la Naturaleza y Espacios Naturales de Extremadura). Por consiguiente, la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) estará integrada por el conjunto de los Espacios Naturales Protegidos, la Red Natura 2000 (incluyendo LIC y ZEPA) y las figuras internacionales presentes en la región de Extremadura. El conjunto de la Red de Áreas Protegidas de Extremadura

(RAPEX) se basa en diferentes criterios, según el ámbito legislativo de aplicación que se tenga en cuenta.

| Red Natura 2000 | Lugares | Superficie total Ha | % en Extremadura |
|---|----------------|----------------------------|-------------------------|
| Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) | 89 | 934.118,8 | 22,4 |
| Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) | 71 | 1.102.741,9 | 26,5 |
| Total superficie protegida | 160 | 1.264.288 | 30,3 |

| Espacios Naturales Protegidos | Lugares | Superficie total Ha | % en Extremadura |
|---|----------------|----------------------------|-------------------------|
| Árbol singular | 35 | 138,61 | 0.00 |
| Corredor Ecológico y de Biodiversidad | 4 | 6.125,19 | 0.15 |
| Lugar de Interés Científico (LIC) | 1 | 9,71 | 0.00 |
| Monumento Natural (MN) | 4 | 1.462,06 | 0.04 |
| Paisaje Protegido (PP) | 1 | 1.196,4 | 0.03 |
| Parque Nacional (PNacional) | 1 | 18.396,49 | 0.44 |
| Parque Natural (PN) | 2 | 36.515,44 | 0.88 |
| Parque Periurbano de Conservación y Ocio (PPCO) | 4 | 3.000,52 | 0.07 |
| Reserva Natural (RN) | 1 | 7.266,27 | 0.17 |
| Zona de Interés Regional (ZIR) | 4 | 240.000,20 | 5.76 |
| Total superficie protegida | 57 | 314.110,89 | 7.54 |

Tabla 2.3. Superficie de área protegida por la Red Natura 2000 y Espacios Naturales Protegidos en la CCAA de Extremadura (expresada en hectáreas y %). Fuente: Elaboración propia Gobierno de Extremadura 2013.

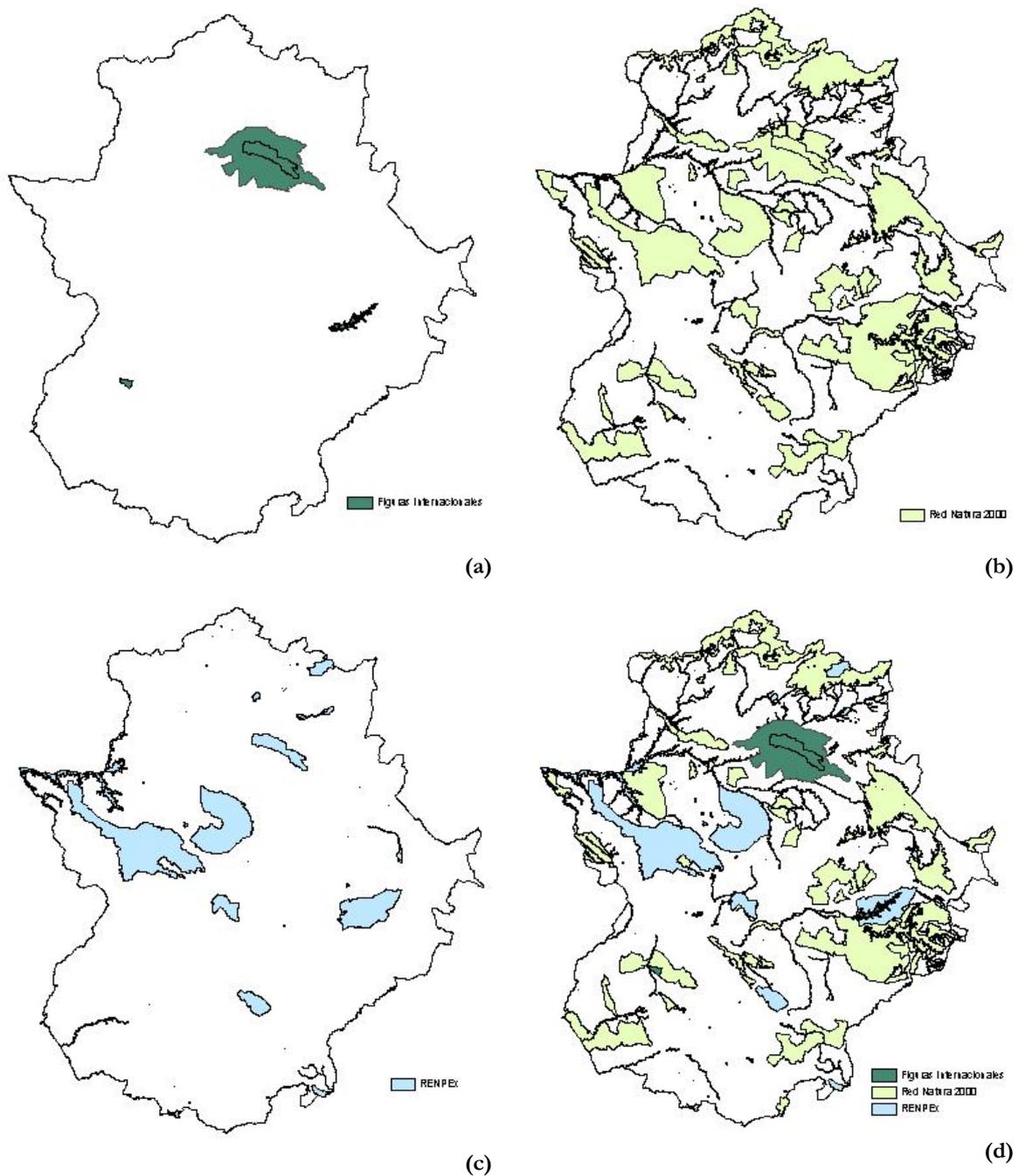


Fig. 2.3. Extensión que ocupa la Red de Áreas Protegidas en Extremadura (RAPEX), el cual se compone por: a) las Figuras Internacionales, b) la Red Natura 2000, c) la Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura (RENPEX) y d) unión de los mapas a, b y c anteriores. Fuente: Base de Datos de las áreas protegidas elaborado por el Grupo de Investigación en Biología de la Conservación (GIC) de la Universidad de Extremadura.

CAPÍTULO 3. LA REPRESENTACIÓN DE LAS ESPECIES EN LA EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS.

Este capítulo expone la relevancia de la biodiversidad y la importancia de las áreas protegidas como herramienta para su conservación. Particularmente, cómo evaluar el funcionamiento de tales áreas protegidas para averiguar en qué grado dan cobertura a las especies como elementos de conservación de interés que fue el motivo de su creación. Además, explica la metodología aplicada para la obtención y recopilación de los datos iniciales de especies y áreas protegidas utilizados a lo largo del presente estudio. Detalla a su vez los pasos metodológicos y las correspondientes herramientas utilizadas para la manipulación de las bases de datos para obtener categorías sesgadas según la característica que se quiere evaluar en cada objetivo de la presente Tesis Doctoral. Una vez preparadas las bases de datos de las especies y las áreas protegidas, se realiza la primera evaluación del funcionamiento de las áreas protegidas de Extremadura teniendo en cuenta el nivel de representación de las especies terrestres, diferenciando entre los grupos taxonómicos de aves, mamíferos, anfibios, reptiles, lepidópteros, odonatos y orquídeas (aunque finalmente dos de estos grupos fueron excluidos) mediante su distribución geográfica (presencia/ausencia), su categoría de amenaza, su carácter de endemismo ibérico y la presencia en los anexos de las Directivas de Aves (79/409/CEE) y Hábitats (92/43/CEE).

INTRODUCCIÓN

La conservación de la biodiversidad se ha convertido en una prioridad mundial debido a su importancia por ser considerada como un componente fundamental en el desarrollo sostenible de las comunidades humanas (Convention on Biological Diversity, 2010). La diversa variedad de vida constituye parte fundamental de los ecosistemas y por tanto, es responsable de proporcionar al ser humano energía, materias primas, alimentos, combustibles, medicamentos, fertilidad del suelo, etc., que necesita para su desarrollo vital. Contradictoriamente, muchas de las actividades humanas que producen beneficios sociales indispensables son las que igualmente afectan a la pérdida de la biodiversidad (Tilman, 2000). Esta diversidad biológica se caracteriza por su variedad y complejidad en todos los niveles de organización estructural, taxonómica y funcional (Margules y Sarkar, 2007).

Los procesos de los ecosistemas como el ciclo del agua, de la energía y de los nutrientes, son necesarios para la subsistencia de la biodiversidad. Debido a la intervención humana los ecosistemas están siendo modificados haciendo que la biodiversidad actual se encuentre amenazada, por lo que es necesaria la formulación de estrategias de protección exitosas. Existen diferentes herramientas para conservar la biodiversidad, que pueden llevarse a cabo mediante la conservación *ex situ* o bien mediante la conservación *in situ* (Margules y Sarkar, 2007). La conservación *ex situ*, consiste en mantener a los individuos de una especie en condiciones artificiales bajo supervisión y atención humana (Kleiman, 1996). Este tipo de conservación se lleva a la práctica mediante la creación de parques zoológicos, acuarios, jardines botánicos y arboretos. En la actualidad, el hecho de mantener especies en cautiverio no implica que esto sea posible si no existe el último paso de la conservación *ex situ* consistente en implantar los programas de reintroducción, de reforzamiento o liberación de especies a la vida silvestre (Lascuráin *et al.*, 2009). La principal desventaja sobre el diseño de estos programas es su elevado coste económico y la dificultad para ser aplicados, puesto que necesitan de largos periodos de tiempo de dedicación (Margules y Sarkar, 2007). Por el contrario, la conservación *in situ* es considerada como la mejor estrategia de protección de la diversidad biológica a largo plazo y consiste en la preservación de las comunidades y/o poblaciones naturales.

La herramienta actualmente considerada como la más práctica y utilizada a nivel mundial para conservar la biodiversidad es la creación y gestión de áreas protegidas, ya que aportan diferentes medidas legislativas elaboradas, aprobadas y establecidas por organizaciones gubernamentales teniendo en cuenta el ámbito mundial, europeo, nacional y regional a las que van dirigidas. La selección de lugares para la conservación de la biodiversidad tiene que ver con la representación y persistencia de los elementos de conservación objetivo (Araújo, 1999) por lo general, pero no exclusivamente de especies biológicas. Cualesquiera que sean los objetivos y escala de análisis, las áreas protegidas coinciden en la finalidad común de conservar la biodiversidad, mediante la gestión eficaz de todos los elementos que la constituyen (individuos, hábitats, recursos, ecosistemas, etc.,) para minimizar los riesgos de la extinción de especies (Margules y Sarkar, 2007). Particular importancia a la hora de diseñar las áreas protegidas tienen las especies que se encuentran amenazadas (Pressey y Taffs, 2001) y aquellas que, aun no estando amenazadas, su distribución es restringida, como es el caso de los endemismos ibéricos. Es por todo ello que las zonas que presentan mayor riqueza de especies, ya sean amenazadas o endémicas, suelen ser zonas relevantes y prioritarias para la conservación mediante áreas protegidas (Mittermeier *et al.*, 1998; Reid 1998;

Myers, 1988, 1990; Prendergarst y Eversham, 1995; Beissinger *et al.*, 1996; Harcourt, 2000 y Myers *et al.*, 2000).

Varias son las investigaciones realizadas a escala global por distintos autores para evaluar en qué medida las áreas protegidas conservan a la diversidad biológica que contienen (Brooks *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2004a,b; Soutullo, 2010; Rondinini *et al.*, 2011; Cantú-Salazar *et al.*, 2013; Jenkins *et al.*, 2013; Nori *et al.*, 2015), mientras que otros autores realizan estudios a escala nacional o regional. Ejemplos de estos últimos son Sritharan & Burgess (2011), que realizaron una investigación sobre la eficacia de las áreas protegidas en Tanzania, África teniendo en cuenta las zonas importantes para las aves (Important Bird Areas, IBAs). Los resultados muestran que aunque la protección de las zonas importante para las aves haya aumentado en los últimos años aún quedan huecos para lograr un mayor beneficio en la conservación de la biodiversidad. De Albuquerque *et al.*, (2011) identificaron áreas críticas para la conservación de mamíferos en el Bosque Atlántico Brasileño catalogado como Reserva de la Biosfera utilizando diferentes criterios de biodiversidad (riqueza, amenaza y endemidad) y un índice de conectividad. Determinaron que aunque el 95% de los mamíferos estaban representados en las áreas protegidas, la mayoría de ellos tenían menos del 10% de su rango de distribución protegido por estas áreas por lo que recomiendan que los conservacionistas y los responsables políticos deberían identificar áreas críticas con el objetivo de garantizar los flujos de biodiversidad entre territorios cercanos y mejorar la conectividad entre áreas protegidas para aumentar la protección y conservación de la biodiversidad. Otro ejemplo, es el realizado por Sharafi *et al.*, (2012) en el estado de Victoria en Australia, en el cual se analiza la cobertura de la red de áreas protegidas para identificar prioridades de conservación de especies y tipos de hábitat utilizando modelos de distribución de especies. Demuestran cómo un análisis de huecos puede ser implementado utilizando información en altas resoluciones sobre variables ambientales y las características de un ecosistema con los datos públicos disponibles sobre las prioridades de conservación.

A escala nacional, Oldfield *et al.*, (2004) realizaron un análisis de huecos de las áreas protegidas en Inglaterra para evaluar sus implicaciones en las políticas para la conservación de la biodiversidad. Encontraron que las Reservas Naturales Nacionales (NNRs) y los Sitios de Interés Especial Científico (SSSIs) cubren solo el 6,3% de Inglaterra por lo que sugieren expandir el sistema de áreas protegidas de Inglaterra. Un estudio similar fue realizado de la eficacia de la red de reservas italiana para la protección de especies amenazadas invertebradas, concretamente los escarabajos (D'Amen *et*

al., 2013). Los resultados evidencian que los diseños de las áreas protegidas por la legislación nacional son mejores que si se hubieran hecho al azar. Lo que les sorprende es que la adición de áreas protegidas de la Red Natura 2000 no mejora la representación de estas especies por lo que al igual que en el estudio anterior, recomiendan designar nuevas reservas para complementar a las áreas protegidas existentes.

Finalmente, un ejemplo a una escala regional en Iberia es el estudio de las aves rapaces de Andalucía de Díaz-Gómez *et al.* (2013). En el cual se evalúa la eficacia de las áreas protegidas utilizando un índice de inseguridad (una medida de infrarrepresentación de especies en áreas protegidas) basado en modelos de distribución de especies, funciones de favorabilidad y lógica difusa, para evitar las incertidumbres y la pérdida de información que pueden provocar la utilización de umbrales (Díaz-Gómez *et al.*, 2013). Tras el análisis, proponen áreas de elevada inseguridad para la anidación de aves rapaces como sitios potenciales donde implementar acciones enfocadas a proporcionar mejores hábitats de anidación para estas especies.

Recapitulando, muchos son los estudios realizados sobre el funcionamiento de las áreas protegidas diferenciando entre escalas globales, nacionales y regionales, pero nunca antes se ha realizado una exhaustiva evaluación del funcionamiento de la actual red de áreas protegidas en la región de Extremadura en la cobertura de la gran variedad de especies que alberga. Extremadura es una región que, gracias a su situación centro-meridional en la península ibérica, presenta una localización y variedad topo-climática que le permite acoger una variedad de especies y paisajes que da lugar a un rico patrimonio físico-ambiental, social y económico (Lavado, 2009). Debido a la baja densidad poblacional que presenta y la dedicación agraria del latifundio puede considerarse que se encuentra en un estado adecuado de conservación (Corbacho, Sánchez y Morán, 2009).

En el presente capítulo se estudiará en qué grado las especies presentes dentro de los límites de la región de Extremadura se encuentran cubiertas por la actual Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX). En esta evaluación, la elección de un sólo grupo taxonómico no sería una selección conveniente para determinar prioridades de conservación, puesto que cada grupo tiene una distribución diferente a cualquier otro y los datos de partida serían una información sesgada. Por ello, se considera necesario utilizar tantos grupos biológicos como sea posible y criterios de vulnerabilidad (amenaza) y rareza (endemicidad) de las especies, así como su consideración en la

legislación vigente relativa a áreas protegidas, particularmente en los anexos de las Directivas de Aves (79/409/CEE) y Hábitats (92/43/CEE).

Objetivo 1. Evaluar el funcionamiento de RAPEX en relación al *nivel de representación* de las especies terrestres en dicha red y también a su eficiencia en la cobertura de las de especies. En la primera evaluación, el nivel de representación de especies terrestres individuales es el índice que mide la eficacia de la red de áreas protegidas en la cobertura de la unidad de conservación de la biodiversidad. En la segunda evaluación, se comparan los resultados del actual diseño obtenidos en la anterior evaluación *vs* los resultados obtenidos de las simulaciones realizadas en un modelo nulo mediante permutaciones, que rinde el máximo número de especies representadas esperado de criterios de diseño distintos de la cobertura de las especies (Araújo, 1999).

Objetivo 2. Analizar las similitudes y diferencias en el nivel de representación en las áreas protegidas de las especies dentro de los distintos grupos taxonómicos terrestres. También analizar las especies por sus características de vulnerabilidad y rareza: 1) estudiar si la vulnerabilidad (estatus de conservación) de las especies marca una diferencia en su cobertura por áreas protegidas, y en su caso si tal diferencia varía entre las escalas en que el estatus de amenaza se establece (*i.e.*, regional, nacional y mundial); 2) si la rareza medida como endemidad está asociada al nivel de representación de tales especies en áreas protegidas, contrastando la variación del nivel de representación entre especies endémicas y no endémicas de la península ibérica; 3) finalmente, relacionar la rareza geográfica de las especies con el nivel de representación en las áreas protegidas.

Objetivo 3. Determinar si la red de áreas protegidas da cobertura al conjunto de especies terrestres de Extremadura más allá de los listados de los anexos legislativos en los que se centraron los criterios de diseño. Con este fin, se contrastará la variación del nivel de representación de las especies en función de su inclusión en la legislación europea vigente, considerando que la Red Natura 2000 es el más extenso componente de la Red Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX), y que incorporó criterios de diseño homogéneos focalizados en las especies (y hábitats) de los anexos de las Directivas de Aves (79/409/CEE) y Hábitats (92/43/CEE).

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la consecución de los objetivos enumerados anteriormente, se recopilaron datos de la distribución de las especies, así como de las características relevantes para el estudio. Se recopiló asimismo información sobre las redes que constituyen las áreas protegidas presentes en Extremadura. En cuanto a los datos de las especies, se buscó y recopiló información sobre la distribución geográfica de las especies de fauna y flora terrestre en Extremadura, las categorías de amenaza que presentan actualmente, su condición de endemismo ibérico y su consideración en la legislación relativa a la conservación de la biodiversidad en Extremadura, España y Europa. En cuanto a los datos de las áreas protegidas, se buscó y recopiló información sobre todas las áreas protegidas localizadas dentro de los límites de la región de Extremadura. Se tuvieron en cuenta tanto las diseñadas a instancias internacionales como nacionales y regionales.

Datos de las especies

El presente estudio se basa en datos de distribución geográfica publicados desde el año 1997 hasta el 2009 con una calidad suficiente debido a la homogeneidad, el esfuerzo de muestreo y la actualidad que presentan, dentro de las limitaciones que la obtención de este tipo de datos conlleva. No hay que olvidar que los atlas de distribución son fruto de un trabajo realizado por un extenso equipo de especialistas, prolongado en el tiempo y extenso por la cantidad de datos recogidos. Como tal, los resultados que se muestran pueden contener falsos negativos de difícil detección que solo podrán ser mejorados en ediciones futuras (Pleguezuelos, *et al.*, 2002). Adicionalmente, como se ha comentado en el inicio del capítulo, se recopilaron otros atributos importantes relativos a las especies como son las categorías de amenaza (una medida de vulnerabilidad), el estatus de endemismo ibérico (una medida de rareza geográfica) y la diferente consideración en la legislación relativa a la conservación de la biodiversidad en Extremadura, España y Europa. Las diferentes fuentes de información utilizadas para obtener los datos correspondientes a la distribución geográfica de cada especie en Extremadura se enumeran a continuación:

1.- Los Vertebrados terrestres (aves, mamíferos, reptiles, anfibios) se utilizó la base de datos de CONFAUNEX (Conservación de la fauna de Extremadura) del Grupo de Investigación en Biología de la Conservación (GIC). La información de estos grupos taxonómicos fue originalmente facilitada por el Banco de Datos de la Biodiversidad del Ministerio de Medioambiente, comprendiendo el

territorio español como cobertura geográfica, ocupando 5.592 cuadrículas UTM de 10x10 km diferentes. Tales datos fueron filtrados recopilando únicamente los datos de especies presentes en las cuadrículas UTM dentro de los límites de la región de Extremadura y eliminando los registros de especies alóctonas. Para algunos análisis de detalle, se utilizaron datos propios no existentes en la base de datos nacional.

2.- Los grupos de Invertebrados para los que están disponibles datos de distribución geográfica con suficiente cobertura y calidad son lepidópteros y odonatos. En el primer caso se utilizaron las siguientes fuentes:

- García-Villanueva, V., Blázquez, A., Novoa, J.M., y Nieto, M.A. 1997. Atlas de los Lepidópteros Ropalóceros de Extremadura. Instituto Extremeño de Entomología. Badajoz.
- Blázquez, A., Nieto, M.A., y Hernández, J.L., 2003 Mariposas diurnas de la provincia de Cáceres. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Mérida.
- Los resultados del proyecto Interreg IIIA denominado ECCOMAP (2008). Áreas prioritarias para la gestión de la Biodiversidad. Una herramienta de ordenación del espacio natural y económico en un territorio Europeo, realizado por el Grupo de Investigación en Biología de la Conservación de la Universidad de Extremadura (España) y la Unidade de Macroecología e Conservação de la Universidad de Évora (Portugal). Consiste en una estima de la riqueza de lepidópteros basada en un modelo geográfico predictivo desarrollado para los territorios fronterizos de Extremadura y Alentejo con una escala basada en cuadrículas UTM de 10x10 km. La estima de la riqueza de mariposas es el resultado de la modelización geográfica con variables ambientales utilizando el método *Geographically Weighted Regressions* (GWR). La modelización geográfica fue necesaria ya que las anteriores fuentes de datos de distribución mostraron una insuficiente y desigual cobertura geográfica entre cuadrículas UTM, aprovechando la disponibilidad cuadrículas con datos de calidad y una distribución geográfica y ambiental adecuada para la modelización.

En el caso de los odonatos la fuente utilizada fue la siguiente:

- Sánchez, A., Pérez, J., Jiménez, E. y Tovar, C., 2009. Atlas de Los Odonatos de Extremadura. Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente. 344 pp.

Los Atlas de invertebrados utilizados abarcan el territorio regional extremeño como cobertura geográfica, ocupando 517 cuadrículas UTM de 10x10 km diferentes.

3.- Por último, en el caso de las plantas terrestres se consultaron diversas fuentes de información como herbarios, atlas, catálogos, etc. Como resultado, no se encontraron datos disponibles de la distribución de especies de plantas terrestres con una cobertura geográfica y taxonómica con calidad mínima para ser de utilidad en este estudio, ni aun utilizando modelizaciones geográficas. Probablemente la mejor representación florística presente en este estudio sean las orquídeas:

- Mateos, J.A., Durán, F., y Álvarez, J.A., 2006. La Guía de Orquídeas de Extremadura. Gobierno de Extremadura. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Asociación por la Naturaleza Extremeña, GRUS (Editor) Badajoz. Este Atlas, considera el territorio regional extremeño como cobertura geográfica, ocupando 517 cuadrículas UTM de 10x10 km diferentes.

En todos los análisis que se realizarán en el presente estudio, se tendrá en cuenta que los datos biológicos disponibles, arriba descritos, no tienen una resolución de detalle. En todos los casos representan la **extensión de presencia** (siglas inglesas EOO por *extent of occurrence*), que es “*el área contenida dentro de la frontera continua imaginaria más corta que puede dibujarse para englobar todas las localidades conocidas, inferidas o proyectadas de presencia actual de un taxón, excluyendo divagantes*” (IUCN 2001). En este caso referidas a la rejilla de la proyección UTM con cuadrículas de 10 x 10 km. No se trata por tanto del **área de ocupación** (siglas inglesas AOO por *area of occupancy*), que es “*el área dentro de la extensión de presencia de un taxón que es ocupada por este taxón, excluyendo divagantes*” (IUCN, 2001). A lo largo de todo el estudio se tendrá en cuenta esta naturaleza del dato biológico, con el fin de realizar los análisis más rigurosos que rindan los resultados más confiables.

La clasificación de especies en categorías de amenaza es una medida relevante de vulnerabilidad (Benkendorff y Davis, 2001) utilizada para identificar especies con alto riesgo de extinción mundial, nacional o regional. Cuanto mayor sea el riesgo de extinción, mejor representadas deberán de estar

las especies en una red de áreas protegidas, cuyo fin es el de asegurar la persistencia a largo plazo de las poblaciones en su hábitat. Por tanto, se procedió a incorporar a la base de datos la información de las categorías de amenaza de cada especie a escala mundial, nacional y regional (ver fuentes en Tabla 3.1). El uso de las tres escalas geográficas se justifica en que las Listas Rojas no sólo son importantes a escala global, sino que también para la conservación a escalas nacional y regional, escalas a la que con frecuencia están disponibles datos de mayor calidad y además se efectúan finalmente las acciones de conservación (Langhammer *et al.*, 2007).

Las categorías de las listas rojas de la UICN se realizan para llamar la atención sobre aquellas especies que se encuentren en un estado de amenaza en su ámbito geográfico. En el presente estudio serán consideradas especies amenazadas aquellas que son susceptibles a extinguirse en un futuro próximo (Reid, 1998). Según la siguiente Tabla 3.2, las especies amenazadas en el proyecto serán aquellas clasificadas como Vulnerable (VU), En peligro (EN) y en Peligro crítico (CR) en el ámbito mundial, español y extremeño (Langhammer *et al.*, 2007).

| | Categoría Amenaza Internacional | Categoría Amenaza Nacional | Categoría Amenaza Regional |
|----------------------------|--|--|--|
| Mamíferos | UICN, Red List. Version 2012.2 (2012) | -Atlas y Libro Rojo de mamíferos terrestres de España (2007) -Inventario Español de Especies Terrestres | Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (2010) |
| Aves | UICN, Red List. Version 2012.2 (2012) | -Libro Rojo de las Aves de España (2004) -Inventario Español de Especies Terrestres | Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura Clase Aves (2008) |
| Reptiles y Anfibios | UICN, Red List. Version 2012.2 (2012) | -Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España (2002) -Inventario Español de Especies Terrestres | Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (2010) |
| Lepidópteros | UICN, Red List. Version 2012.2 (2012) | -Atlas de los invertebrados amenazados de España (Especies en Peligro Crítico y en Peligro) (2009) -Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados amenazados de España (Especies vulnerables) Volumen I Artrópodos (2011). -Anexo I: Fichas de especies con cambio de categoría -Lista de especies, clasificadas por categorías MMA | Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (2010). Invertebrados. |
| Odonatos | UICN, Red List. Version 2012.2 (2012) | -Atlas de los invertebrados amenazados de España (Especies en Peligro Crítico y en Peligro) (2009) -Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados amenazados de España (Especies vulnerables) Volumen I Artrópodos (2011). -Anexo I: Fichas de especies con cambio de categoría | -Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (2010). Invertebrados. -Atlas Los Odonatos de Extremadura (2009). |
| Orquídeas | UICN, Red List. Version 3.1. (2012) | -Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España (2010) -Inventario Español de Especies Terrestres | -La Guía de Orquídeas de Extremadura (2006). -Libro especies Protegidas de Extremadura: Flora |

Tabla 3.1. Fuentes de información sobre la categoría de amenaza de las especies a nivel internacional, nacional y regional.

| INTERNACIONAL | NACIONAL | REGIONAL |
|----------------------------------|----------------------------------|--|
| Extinto (EX) | Extinto (EX) | Extinto (EX) |
| Extinto en Estado Silvestre (EW) | Extinto en Estado Silvestre (EW) | Extinto en Estado Silvestre (EW) |
| En Peligro Crítico (CR) | En Peligro Crítico (CR) | En Peligro Crítico (CR) |
| En Peligro (EN) | En Peligro (EN) | En Peligro (EN) |
| - | - | Sensible a la Alteración de su Hábitat (SAH) |
| Vulnerable (VU) | Vulnerable (VU) | Vulnerable (VU) |
| - | De interés especial (DI) | De interés especial (DI) |
| Casi amenazado (NT) | Casi amenazado (NT) | Casi amenazado (NT) |
| Preocupación Menor (LC) | Preocupación Menor (LC) | Preocupación Menor (LC) |
| Datos Insuficientes (DD) | Datos Insuficientes (DD) | Datos Insuficientes (DD) |
| No Evaluado (NE) | No Evaluado (NE) | No Evaluado (NE) |

Tabla 3.2. Categorías de amenaza de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) a escala internacional (izquierda) y nacional (centro). A la derecha las categorías del *Decreto 37/2001 de 6 de marzo*, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura donde se crea la nueva categoría: Sensible a la Alteración de su Hábitat (SAH). Las categorías están ordenadas verticalmente de mayor (superior) a menor (inferior) amenaza, y horizontalmente por su equivalencia entre escalas geográficas.

El tamaño de la distribución geográfica de las especies constituye una propiedad de interés en conservación. En el presente estudio se incluyó a través de dos atributos: la condición de endemismos ibérico y la rareza de las especies relacionada con la extensión de ocupación (EOO; *i.e.*, rareza geográfica). Los endemismos ibéricos son especies cuya distribución geográfica mundial se encuentra restringida a la península ibérica, limitación que los hace más vulnerables al encontrarse de forma natural en un único lugar (Araújo *et al.*, 2007; Ramírez-Acosta *et al.*, 2012), por lo que su cobertura por áreas protegidas resulta de interés en la conservación. Para obtener el dato referente a la condición de endemismo ibérico se consultaron las Listas Rojas de la UICN de especies amenazadas, los Atlas, los Libros Rojos y los Catálogos Regionales de Extremadura enumerados anteriormente, en los cuales se puede encontrar dicha información.

La rareza de las especies puede estar relacionada con una distribución geográfica reducida, especificidad de hábitat, abundancia local y limitaciones reproductivas (Gaston, 1994). En este estudio tendremos en cuenta el tipo de rareza relacionada con la extensión de presencia (EOO) de cada especie (*i.e.*, rareza geográfica), la cual se cuantificó mediante el número de cuadrículas UTM del área de estudio en que ha sido citada (Gaston y Fuller, 2009; López-López *et al.*, 2011). Las especies con menor EOO regional serán consideradas especies raras en Extremadura, por lo que su representación en las áreas protegidas regionales puede ser de interés en la conservación tanto si ello

se debe a una regresión histórica de sus poblaciones como si tales poblaciones constituyen el límite biogeográfico de distribución y son por ello particularmente sensibles a distintos factores de amenaza como puede ser el cambio global (López-López *et al.*, 2011). Finalmente, además de los datos taxonómicos y de distribución geográfica, así como los atributos de amenaza, endemidad y extensión de ocupación (EEO) con los que se caracterizaron a las especies incluidas en el presente estudio, se recogió la inclusión de las especies en los anexos de la Directivas Aves (79/409/CEE) y Directiva Hábitats (92/43/CEE).

Todos los datos de los grupos taxonómicos recopilados hasta el momento fueron almacenados, estructurados y gestionados en una base de datos empleando la codificación que se muestra en la Tabla 3.3 con la ayuda de las herramientas ACCESS 2003 y EXCEL 2003.

| Nombre | Acrónimo | Descripción |
|---|-------------|---|
| Identificación de la especie | IDAFUAU_E | Identificador: Género 3c + Especie 3c. Dígito 7 coincidencias que se enumeran por orden taxonómico. |
| Nombre común de la especie | NOMCA | Nombre en castellano |
| Filo de la especie | FILO | Filo taxonómico a que pertenece |
| Clase de la especie | CLASE | Clase taxonómica a que pertenece |
| Orden de la especie | ORDEN | Orden taxonómico a que pertenece |
| Familia de la especie | FAMILIA | Familia taxonómica a que pertenece |
| Género de la especie | GENERO | Género taxonómico a que pertenece |
| Especie | ESPECIE | Denominación de la especie en latín |
| Categoría Amenaza Internacional | IUCN_IN | Categoría de Amenaza según La Lista Roja |
| Categoría Amenaza Nacional | IUCN_ES | Categoría de Amenaza según Atlas y Libro Rojo de las diferentes clases |
| Categoría Amenaza Regional | IUCN_EX | Categoría de Amenaza según Catálogo Regional de Extremadura |
| Especie invasora | INVASORA | Si la especie es alóctona (1) o autóctona (0) |
| Especie Endémica de la Península Ibérica | ENDEMICIDAD | Especies Endémicas de la Península Ibérica |
| Especies presentes en esta Directiva | Dir Habitat | Incluida en el Anexo II y IV de la Directiva Hábitats 92/43/CEE |
| Especies presentes en esta Directiva | Dir Aves | Incluida en el Anexo I de la Directiva Aves 79/409/CEE |
| Número de cuadrículas UTM 10 x 10 km en las cuales está presente una especie. | EEO | Extensión de ocupación de la especie |

Tabla 3.3. Diccionario: Descripción del significado de la codificación empleada en la Base de datos que almacena toda la información recopilada de las diferentes especies.

Datos de áreas protegidas

Se recopiló la información geográfica que delimita el área de estudio, las cuadrículas UTM en las que está representada y el conjunto de sus áreas protegidas (Tabla 3.4). Conforme a la *Ley 8/1998, de 26 de junio, de conservación de la naturaleza y de espacios naturales de Extremadura*, y su actualización en la *Ley 9/2006, de 23 de diciembre, la Red de Áreas Protegidas de Extremadura* está compuesta por la Red de Espacios Naturales Protegidos y la Red Natura 2000, además de otras figuras englobadas geográficamente por las anteriores como son Parque Nacional, Reserva de la Biosfera y Zona Ramsar.

| Capas de áreas protegidas | Origen de los datos |
|--|---|
| Red de Espacios Naturales Protegidos en Extremadura (RENPEX) | Gobierno de Extremadura http://www.gobex.es |
| Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) | Banco de datos de la Biodiversidad (MMA) http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad |
| Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) | Banco de datos de la Biodiversidad (MMA) http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad |

Tabla 3.4. Fuente de información para la obtención de las capas de los Espacios Naturales Protegidos de Extremadura.

Para delimitar la extensión que ocupa la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX), se estableció como referencia el límite regional de la Comunidad Autónoma de Extremadura a una escala 1:25.000 (Instituto Geográfico Nacional, IGN, 2013). Se ajustaron los contornos mediante la intersección de dicha capa con cada una de las capas RENPEX (*Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura*), LIC y ZEPA (su conjunto es la *Red Natura 2000*, a declarar como *Zonas De Especial Conservación* o ZEC y como *Zonas de Interés Regional* o ZIR). Finalmente, se calculó la fracción de cobertura de cada cuadrícula UTM de 10x10 km en Extremadura y en cada red (LIC, ZEPA, ZIR, RENPEX), así como en el conjunto de la *Red de Áreas Protegidas de Extremadura* (RAPEX).

Se utilizaron las capas de todas las áreas protegidas (RENPEX, LIC, ZEPA, ZEC y RAPEX) coincidentes con el límite de la superficie de la región de Extremadura, ya recopiladas y transformadas anteriormente, para interseccionarlas mediante sistemas de información geográfica (SIG), con la capa correspondiente a las cuadrículas UTM 10 x 10 km que representan la región de Extremadura. Además de las capas iniciales individuales, se obtuvo la unión de algunas de ellas como la Red Natura 2000 (LIC + ZEPA) y de todas ellas como RAPEX (Red Natura 2000 + RENPEX). Para gestionar, manipular y representar cartográficamente al conjunto de los datos de los

grupos taxonómicos y la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX), se hizo necesario crear una base de datos tabular y cartográfica con toda la información recopilada. Los datos fueron almacenados, estructurados y consultados a través de una base de datos; y representados y analizados cartográficamente mediante sistemas de información geográfica (SIG), para lo que se utilizaron las herramientas EXCEL 2003, ACCESS 2003 y ArcGIS 9.3., respectivamente.

Nivel de representación de las especies

Para cuantificar el nivel de representación de las especies en las áreas protegidas se utilizó el índice de representación (IR) de Alagador *et al.*, (2011). Este índice ofrece una estima probabilística del grado de inclusión de un elemento de conservación en una red de áreas protegidas dividida en cuadrículas, promediado para el conjunto de cuadrículas; es una medida del nivel de representación útil tanto para datos binarios como continuos. Se calcula mediante la siguiente fórmula (Alagador *et al.*, 2011):

$$IR = \frac{\sum_{i=1}^N f(r_i) \cdot g(s_i)}{\sum_{i=1}^N g(s_i)}$$

La fórmula resulta de la fracción obtenida del sumatorio de presencias de cada especie en áreas protegidas – corregida por la fracción de cobertura en cuadrículas – dividida por el sumatorio de presencias en todas las cuadrículas analizadas estén o no en áreas protegidas, donde N es el número de cuadrículas, i en el área de estudio, r_i es la fracción de cuadrícula i protegida, s_i es la presencia de la especie en la cuadrícula i . La elección de f y g determina la aproximación particular utilizada para cuantificar la inclusión de especies en áreas protegidas: continua (datos continuos de espacios y especies), un umbral (datos de espacios continuos y de especies presencia/ausencia) o dos umbrales (datos de espacios y especies presencia/ausencia).

La medida del índice de representación de especies en áreas protegidas se basó en el enfoque de dos umbrales definido por Alagador *et al.*, (2011), pues para analizar espacios con datos de especies en cuadrículas son necesarias consideraciones respecto a umbrales de representación (Araújo, 2004; Abellán & Sánchez-Fernández, 2015). En este caso, el **umbral de representación (UR)** es la mínima fracción de cuadrícula cubierta por una o varias áreas protegidas para considerar las citas en

la cuadrícula cubiertas por tales áreas protegidas. Para considerar el elemento de conservación incluido o no en áreas protegidas, es necesario asumir la incertidumbre inherente en la representación de especies derivada de la diferencia de escala entre los datos de las especies y los espacios; ello se realiza repitiéndose el cálculo para un amplio rango de umbrales de representación arbitrarios (0%, 5%, 10%, 25%, 33%, 50%). Los índices de representación de las especies en la red de áreas protegidas para cada umbral de representación dado se calcularon de la forma descrita –que asume un umbral de representación del 0%– siendo cada umbral de representación subsiguiente debidamente filtrado (*i.e.*, excluido) si no obtiene una fracción de cobertura igual o superior a dicho umbral (*i.e.*, el 5%, el 10%, etc.). En las cuadrículas evaluadas bajo un umbral de representación dado se supone una cobertura nula, no contabilizando las especies allí citadas en sus respectivos índices de representación para la red de áreas protegidas.

Eficiencia en la representación de especies

Se evaluó la eficiencia en la representación de especies de la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) mediante su comparación con un modelo nulo. Se compararon los resultados obtenidos del *índice de representación medio* de las especies de cada grupo taxonómico en la red de áreas protegidas actual, con los resultados obtenidos de simulaciones de la fracción de cobertura de cuadrículas por la red de áreas protegidas (Araújo, 1999, 2004; Araújo *et al.*, 2004, 2007; Alagador *et al.*, 2011; Gruber *et al.*, 2012). Ello se repitió para distintos umbrales de representación arbitrarios (0-5-10-25-33-50%) con el fin de evaluar la incidencia de la escala en los resultados. Los índices de representación para cada umbral de representación dado se calcularon filtrando las cuadrículas cuya fracción de cobertura no igualase o superase dicho umbral. En tales cuadrículas se supone una cobertura nula, no contabilizando las especies allí citadas en sus respectivos índices de representación para el conjunto de redes de áreas protegidas evaluada.

Para generar un modelo nulo, se simularon elecciones aleatorias de la fracción de cuadrículas incluidas en áreas protegidas replicadas 1000 veces (Araújo, 2004; Alagador *et al.*, 2011; Abellán & Sánchez-Fernández, 2015). En esta prueba hay que tener en cuenta que los conjuntos de redes comparadas no deben diferir en tamaño absoluto además de en la distribución de valores de cobertura de cuadrículas. Diferencias en ambas características pueden modificar los resultados de representación al introducir un factor de confusión en la prueba de funcionamiento de la red de áreas protegidas real (Vimal *et al.*, 2011). Es por ello, que se utilizó un test de permutación para

comparar la representación de especies en la red de áreas protegidas actual con un modelo nulo comparable en tamaño y distribución de valores de cobertura. Con este fin se permutó aleatoriamente (*i.e.*, se reordenó al azar) la fracción real de cobertura de las cuadrículas entre todas las cuadrículas, y se calcularon los índices de representación de especies. Este proceso se repitió en 1000 ocasiones para cada umbral de representación arbitrario de 0-5-10-25-33-50%. Se realizó finalmente un test comparando el nivel de representación de especies en la actual red de áreas protegidas con las soluciones simuladas en el 5% de la cola superior de la distribución de resultados de las 1000 repeticiones. Caso de que la mejor representación esperada de soluciones permutadas al azar sea superada por la solución real, ésta es significativamente mejor con una $P < 0.05$.

Variación en la representación de especies

Se analizó la variación de los resultados de los índices de representación de especies dentro y entre grupos taxonómicos. Para analizar la variación intra-grupo se utilizaron estadísticos básicos, concretamente la media y desviación estándar de los índices de representación de las especies agrupadas en sus respectivos grupos taxonómicos; se repitió el cálculo para cada umbral de representación. Se contrastó la variación inter-grupo en el índice de representación medio de las especies en las áreas protegidas mediante ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis para cada umbral de representación. Se utilizó como prueba *post hoc* la U de Mann-Whitney. Debido al número de pruebas realizado se utilizó un nivel de confianza global $\alpha = 5\%$ mediante la corrección de Dunn-Sidák (Sokal y Rohlf, 1995).

Se analizó si las diferencias en el nivel de representación en áreas protegidas están asociadas a diferencias en la distribución de las especies. Con este fin se analizaron dos atributos de las especies: endemismo y rareza geográfica. En primer lugar se contrastó la media del índice de representación de las especies endémicas con el de las no endémicas utilizando el test de la U de Mann-Whitney; caso de resultado significativo, se determinó el sentido de la diferencia comparando las medias. En segundo lugar, se realizó un análisis de correlación no paramétrica de Spearman entre los índices de representación de las especies y su extensión de ocupación, medida inversa de la rareza basada en el número de cuadrículas UTM con cita (Gaston, 1994).

Se analizó si la clasificación de las especies en las categorías de mayor amenaza (Vulnerable y En peligro; Langhammer et al., 2007) se ha visto reflejada de alguna manera en su representación en áreas protegidas. Se utilizó la prueba de la U de Mann-Whitney para comparar el índice de representación medio entre especies amenazadas y no amenazadas. Dado que una especie puede ser clasificada como amenazada a distintas escalas espaciales, se replicaron los análisis a las escalas mundial (Libro Rojo de la UICN), nacional (Libro Rojo de la UICN) y regional (Catálogo Extremeño de Especies Amenazadas). Adicionalmente, para estudiar la relación entre el criterio de extensión geográfica de la clasificación especie amenazada y el nivel de representación de las especies en las áreas protegidas, se realizó un análisis de correlación no paramétrico de Spearman entre el índice de representación de especies en áreas protegidas y el ordinal de escala de amenaza –que adopta en cada especie el valor de la máxima categoría de amenaza alcanzada: 1=regional; 2=nacional; 3=mundial–. Estos análisis fueron conjuntos con todos los grupos taxonómicos y respecto a la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) completa, y fueron replicados para cada umbral de representación.

Por último, se contrastó si la red de áreas protegidas da cobertura no sólo a las especies que centraron los criterios de diseño de las áreas protegidas (*i.e.*, las especies incluidas en anexos y catálogos), sino que abarca al conjunto de especies terrestres de Extremadura. Se utilizaron con este fin las zonas de la Red Natura 2000, pues constituyen la parte mayoritaria de RAPEX (98'6%), y en su diseño se utilizaron criterios más homogéneos y centrados en los listados de especies del anexo I de la Directiva Aves (79/409/CEE) y del anexo II de la Directiva Hábitats (92/43/CEE). Se contrastó si existen diferencias en el nivel medio de representación de especies en la Red Natura 2000 entre las especies incluidas en los anexos citados y las que no, para distintos umbrales de representación, utilizando el test de la U de Mann-Whitney. Caso de resultado significativo, se determinó el sentido de la diferencia comparando las medias de cada grupo. Los análisis estadísticos fueron realizados utilizando los paquetes SPSS y Statistica.

RESULTADOS

Distribución de especies

Debido a que la medida de toda la variedad de especies en una región es prácticamente imposible, generalmente están disponibles sólo algunos grupos de animales y plantas de los que se espera actúen como indicadores generales de la distribución de la biodiversidad en un área (Araújo *et al.*, 2004; Ferrier, 2002; Mazaris *et al.*, 2010; Rey y De la Montaña, 2003; Rodrigues y Brooks, 2007). Uno de los grupos generalmente mejor estudiados es el de los vertebrados, caso de los datos disponibles en Extremadura. Dentro de los vertebrados se excluyó a los peces dulceacuícolas debido a su particular distribución geográfica, la cual requiere de un tratamiento específico. Su distribución lineal en cursos fluviales dependientes de sus cuencas y vertientes hace problemático determinar la inclusión de poblaciones de especies piscícolas en áreas protegidas, máxime cuando hay diferencia de escala entre los datos de distribución de las especies y de los espacios. Es por esto que el estudio se centró en vertebrados terrestres, esto son aves, mamíferos, reptiles y anfibios. En el caso de los invertebrados, los grupos taxonómicos con disponibilidad de datos de distribución geográfica de calidad suficiente para el estudio fueron lepidópteros y odonatos (Sánchez *et al.*, 2009).

En el caso de las plantas, la disponibilidad de datos fue aún menor dado que las fuentes consultadas constan de prospecciones con objetivos no homogéneos y una distribución geográfica muy sesgada hacia determinados lugares. Tanto es así, que no se encuentran disponibles atlas de flora como lo están de fauna, que aporten datos de distribución de especies con una cobertura taxonómica y geográfica mínima y homogénea. Los mejores datos encontrados se corresponden al Proyecto Orquídea, resultado de un amplio esfuerzo colaborativo no profesional. Por tanto, los grupos taxonómicos inicialmente considerados en el presente estudio son los enumerados a continuación:

- 4 clases de vertebrados: aves, mamíferos, reptiles y anfibios
- 2 órdenes de invertebrados: lepidópteros y odonatos
- 1 familia de plantas: orquídeas

Un total de 251 especies representaron el grupo de las aves, siendo el grupo con mayor número de especies en la región de Extremadura. Es seguido por los lepidópteros con un total de 158 especies distribuidas en 388 cuadrículas UTM de 10 x 10 km y con 13.254 citas registradas; aun siendo un grupo muy numeroso, aproximadamente el 25-30% de las cuadrículas UTM carecen de citas, lo que indica deficiencias de muestreo – por ello fueron descartados para el análisis de las especies. No obstante, existe un modelo disponible de la distribución geográfica de la riqueza de lepidópteros (ECCOMAP, 2008), el cual será utilizado en los análisis de riqueza del siguiente capítulo. Los mamíferos, odonatos y orquídeas cuentan con 68, 55 y 49 especies respectivamente. Las 55 especies de odonatos se distribuyen por 476 cuadrículas UTM de 10 x 10 km con un registro de 5.711 citas.

Mientras que la única representación florística, las orquídeas, presentan una baja representación a lo largo del territorio extremeño con 49 especies distribuidas en solo 297 cuadrículas UTM de 10 x 10 km y un registro de 1.246 citas. Cerca de la mitad de las cuadrículas UTM carece de citas de orquídeas, un resultado improbable que seguramente procede de un sesgo geográfico en las citas. Por tanto, los datos disponibles no tienen la cobertura geográfica y la homogeneidad metodológica necesaria para incluirlos en el estudio. Las clases con menor número de especies citadas son los reptiles y anfibios con 26 y 17. De todos los grupos vistos, se excluyeron del estudio las 13 especies alóctonas de las 53 que aparecen en el *Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras* (Tabla 3.5).

| Clase | Orden | NOMCA | Género y especie |
|-----------|----------------|---------------------|--------------------|
| Aves | Paseriformes | Bengalí Rojo | Amandava amandava |
| | Anseriformes | Cisne negro | Cygnus atratus |
| | Paseriformes | Pico de Coral | Estrilda astrild |
| | Paseriformes | Tejedor amarillo | Euplectes afer |
| | Psittaciformes | Periquito de Collar | Psittacula krameri |
| Mamíferos | Artiodactila | Arruí | Ammotragus lervia |
| | Artiodactila | Gamo | Dama dama |
| | Carnívora | Visón Americano | Mustela vison |
| | Artiodactila | Muflón | Ovis gmelini |
| | Rodentia | Rata Común | Rattus norvegicus |
| | Rodentia | Rata Negra | Rattus rattus |
| Reptiles | Quelonia | Galápago de Florida | Trachemys scripta |
| Anfibios | Anura | Rana toro | Rana catesbeiana |

Tabla 3.5. Especies faunísticas alóctonas en Extremadura.

Recapitulando, el número total de especies de vertebrados e invertebrados terrestres en Extremadura utilizadas en el presente capítulo excluyendo las especies alóctonas anteriores es de 350 entre aves (195), mamíferos(59), reptiles (25), anfibios(16) y odonatos(55) distribuidas en 517 cuadrículas UTM de 10 x 10 km y con 42.690 citas registradas. En los siguientes capítulos se añadirán los lepidópteros, con lo que las cifras totales del estudio ascenderán a 508 especies distribuidas en 517 cuadrículas UTM de 10 x 10 km y 55.944 citas registradas.

En cuanto a las categorías de amenaza de las especies contempladas en el estudio, se hace una subdivisión teniendo en cuenta las escalas mundial, nacional y regional de referencia. Siendo 13 especies en categoría de amenaza a nivel mundial, en cuanto a nivel nacional se refiere, tenemos: 17 especies amenazadas de mamíferos terrestres, 46 especies amenazadas de aves, 6 especies amenazadas entre anfibios y reptiles, 32 especies amenazadas de invertebrados, entre las cuales 10 de ellas pertenecen al grupo de odonatos y 1 especie amenazada del grupo de las orquídeas. En Extremadura, se han encontrado 42 especies amenazadas. De las cuales, la clase aves es la que más especies amenazadas en categoría Vulnerable (VU) registra, seguida con una importante diferencia de la clase mamíferos. El resto de las clases (anfibios, reptiles, lepidópteros, odonatos y orquídeas) registran pocas especies en categoría Vulnerable (VU). En peligro (EN) sólo aparecen algunas especies de la clase aves, mamíferos y orquídeas, mientras que en Peligro crítico (CR) ninguna considerando el ámbito legislativo regional (Tabla 3.6).

| CLASE | GRADO DE AMENAZA | | | | | | | | | | | | | Totales |
|----------------|------------------|----------|----------|----------|----------|-----------|----------|----------|----------|----------|------------|------------|-----------|------------|
| | EX | EW | RE | CR | EN | VU | NT | LC | DD | NA | NE | DI | SAH | |
| Aves | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 17 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | 120 | 24 | 195 |
| Mamíferos | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 | 26 | 7 | 59 |
| Reptiles | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 23 | 1 | 25 |
| Anfibios | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 8 | 3 | 16 |
| Lepidoptera | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 151 | 3 | 2 | 158 |
| Odonata | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 50 | 3 | 0 | 55 |
| Orquídeas | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 36 | 6 | 0 | 47 |
| Totales | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 33 | 0 | 0 | 1 | 0 | 286 | 189 | 37 | 555 |

Tabla 3.6. Categoría de Amenaza en Extremadura por grupos taxonómicos. Descripción de las abreviaturas en Tabla 3.2.

El número total de especies endémicas en la Península Ibérica es de 22 entre aves, mamíferos, reptiles, anfibios, odonatos y orquídeas distribuidas en 517 cuadrículas UTM de 10 x 10 km (Tabla 3.7).

| Clase | Orden | NOMCA | Género y especie |
|------------|---------------|-------------------------|-----------------------------------|
| Aves | Falconiformes | Águila Imperial Ibérica | <i>Aquila adalberti</i> |
| Mamíferos | Artiodactila | Cabra Montés | <i>Capra pyrenaica</i> |
| Mamíferos | Lagomorpha | Liebre Ibérica | <i>Lepus granatensis</i> |
| Mamíferos | Carnivora | Lince | <i>Lynx pardinus</i> |
| Mamíferos | Rodentia | Topillo de Cabrera | <i>Microtus Cabrerae</i> |
| Mamíferos | Insectivora | Musaraña Ibérica | <i>Sorex granarius</i> |
| Mamíferos | Insectivora | Topo Ibérico | <i>Talpa occidentalis</i> |
| Reptiles | Squamata | Culebrilla ciega | <i>Blanus cinereus</i> |
| Reptiles | Squamata | Eslizón de montaña | <i>Chalcides pistaciae</i> |
| Reptiles | Squamata | Lagartija serrana | <i>Iberolacerta monticola</i> |
| Reptiles | Squamata | Lagarto verdinegro | <i>Lacerta schreiberi</i> |
| Reptiles | Squamata | Lagartija de Bocage | <i>Podarcis bocagei</i> |
| Reptiles | Squamata | Lagartija de Carbonell | <i>Podarcis carbonelli</i> |
| Anfibios | Anura | Sapo partero ibérico | <i>Alytes cisternasii</i> |
| Anfibios | Anura | Sapillo pintojo ibérico | <i>Discoglossus galganoi</i> |
| Anfibios | Urodela | Tritón ibérico | <i>Lissotriton boscai</i> |
| Anfibios | Anura | Sapillo moteado | <i>Pelodytes ibericus</i> |
| Anfibios | Anura | Rana patilarga | <i>Rana iberica</i> |
| Anfibios | Urodela | Tritón pigmeo | <i>Triturus pygmaeus</i> |
| Insecta | Odonata | - | <i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> |
| Liliopsida | Orchidales | - | <i>Dactylorhiza sulphurea</i> |
| Liliopsida | Orchidales | - | <i>Serapias perez-chiscanoi</i> |

Tabla 3.7. Especies Endémicas de la Península Ibérica citadas en Extremadura.

Áreas protegidas

Los mapas de las distintas redes de áreas protegidas aparecen la Figura 2.3 del Capítulo 2 de la presente memoria. La superficie de RAPEX ocupa una fracción de las cuadrículas UTM de 10 x 10 km (Figura 3.1), que es la escala de medida de la distribución de las especies; distintos umbrales de representación asumen la cobertura o no de las cuadrículas por las áreas protegidas (Tabla 3.8).

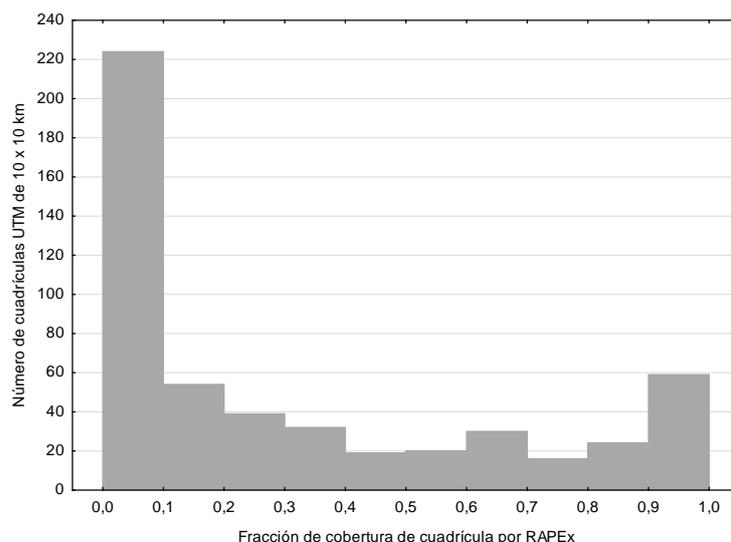


Figura 3.1. Histograma frecuencias de la fracción de cobertura (0-1) de la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) en las cuadrículas UTM de 10 x 10 km. Fuente: base de datos de las áreas protegidas de Extremadura elaborado por el Grupo de Investigación en Biología de la Conservación (GIC) de la Universidad de Extremadura.

| Redes | UR (%) | Número cuadrículas | | Superficie cuadrículas | |
|-------------|--------|--------------------|------|------------------------|------|
| | | Frecuencia | % | Km ² | % |
| RENPEX | 0 | 128 | 24.8 | 3143.94 | 7.5 |
| | 5 | 85 | 16.4 | 3074.63 | 7.4 |
| | 10 | 81 | 15.7 | 3045.82 | 7.3 |
| | 25 | 57 | 11.0 | 2761.11 | 6.6 |
| | 33 | 52 | 10.1 | 2630.18 | 6.3 |
| | 50 | 39 | 7.5 | 2182.42 | 5.2 |
| Natura 2000 | 0 | 428 | 82.8 | 12575.70 | 30.2 |
| | 5 | 323 | 62.5 | 12368.55 | 29.7 |
| | 10 | 288 | 55.7 | 12193.41 | 29.3 |
| | 25 | 216 | 41.8 | 11254.34 | 27.0 |
| | 33 | 192 | 37.1 | 10603.17 | 25.4 |
| | 50 | 149 | 28.8 | 9095.43 | 21.8 |
| RAPEX | 0 | 434 | 83.9 | 12759.87 | 30.6 |
| | 5 | 331 | 64.0 | 12555.16 | 30.1 |
| | 10 | 296 | 57.3 | 12375.64 | 29.7 |
| | 25 | 220 | 42.6 | 11389.46 | 27.3 |
| | 33 | 196 | 37.9 | 10735.64 | 25.8 |
| | 50 | 152 | 29.4 | 9177.00 | 22.0 |

Tabla 3.8. Número de cuadrículas y la superficie en Km² que ocupan las diferentes áreas protegidas de Extremadura (Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura (RENPEX), Red Natura 2000 y Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX)) en función de los distintos umbrales de representación (UR) y sus correspondientes %. Fuente: Base de datos de las áreas protegidas de Extremadura elaborado por el Grupo de Investigación en Biología de la Conservación (GIC) de la Universidad de Extremadura.

En resumen, la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) ocupa un 30.6% (una cifra muy similar a la global europea; Maiorano *et al.*, 2015) y contiene dos redes con solapamientos (áreas por tanto no sumables), que incluyen un 7.5% en la Red de Espacios Naturales Protegidos (RENPEX) y un 30.2% en Red Natura 2000. Del total de superficie protegida, el 98,6% es Red Natura 2000 y sólo parcialmente RENPEX, siendo el 1.4% restante exclusivamente RENPEX (i.e., fuera de Red Natura 2000).

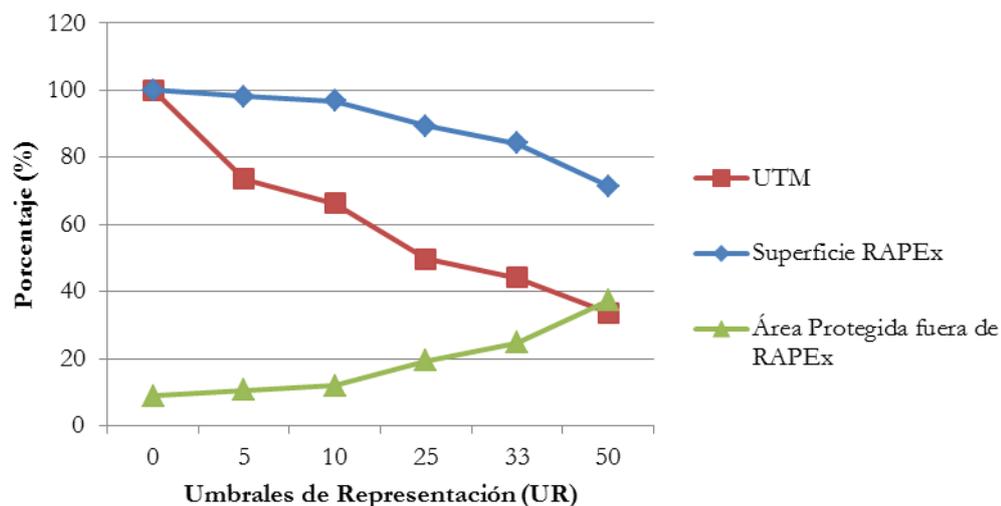


Figura 3.2. Fracción de la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) fuera (verde)/dentro (rojo) de las cuadrículas UTM de 10 x 10 km en función del umbral de representación elegido. Fuente: base de datos de las áreas protegidas de Extremadura elaborado por el Grupo de Investigación en Biología de la Conservación (GIC) de la Universidad de Extremadura.

Representación de especies

Los resultados de los índices de representación de los grupos taxonómicos y su conjunto se muestran en la Tabla 3.9. La representación media de las especies en áreas protegidas superó en todos los grupos y para todo umbral de representación a la fracción de cobertura de la red de áreas protegidas respecto a Extremadura –que tiene un valor de 0,306 en tanto por uno. Cuanto mayor fue el umbral de representación utilizado, menores y más variables resultaron los índices de representación medios de todos los grupos taxonómicos y su conjunto (Tabla 3.9).

| | UR = 0% | | UR = 5% | | UR = 10% | | UR = 25% | | UR = 33% | | UR = 50% | |
|-----------|---------|-------|---------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|
| | Media | DE | Media | DE | Media | DE | Media | DE | Media | DE | Media | DE |
| Odonatos | 0,919 | 0,067 | 0,729 | 0,127 | 0,650 | 0,144 | 0,492 | 0,148 | 0,464 | 0,163 | 0,344 | 0,152 |
| Anfibios | 0,854 | 0,072 | 0,678 | 0,164 | 0,617 | 0,183 | 0,518 | 0,198 | 0,487 | 0,209 | 0,387 | 0,214 |
| Reptiles | 0,862 | 0,066 | 0,727 | 0,151 | 0,672 | 0,159 | 0,567 | 0,192 | 0,538 | 0,207 | 0,447 | 0,217 |
| Aves | 0,889 | 0,052 | 0,700 | 0,159 | 0,635 | 0,180 | 0,520 | 0,187 | 0,482 | 0,193 | 0,393 | 0,180 |
| Mamíferos | 0,930 | 0,088 | 0,812 | 0,157 | 0,734 | 0,174 | 0,602 | 0,203 | 0,580 | 0,217 | 0,460 | 0,225 |
| Conjunto | 0,897 | 0,072 | 0,724 | 0,164 | 0,656 | 0,179 | 0,533 | 0,196 | 0,500 | 0,208 | 0,400 | 0,210 |

Tabla 3.9. Media y desviación estándar (DE) de los índices de representación de especies en RAPEX para distintos umbrales de representación (UR). Resultados desglosados por grupo taxonómico y conjuntos.

Se encontraron diferencias entre los grupos taxonómicos en sus índices de representación medios para todo umbral de representación (Tabla 3.10). Los análisis *post hoc* revelaron que tales diferencias se debieron a los dos grupos con mayor valor del índice medio, odonatos y mamíferos. Sin embargo, en odonatos sólo resultaron diferencias para un umbral de representación del 0%, mientras que en mamíferos las diferencias se mantuvieron respecto a las aves para todo umbral de representación de forma significativa o marginalmente significativa (Tabla 3.11). No obstante y como se puede observar en la Tabla 3.9, la magnitud de tales diferencias fue limitada (para todo UR, la diferencia media del índice de representación entre grupos taxonómicos fue de 0.054 ± 0.034).

| UR | N | Test | P |
|-----|-----|--------|-------|
| 0% | 350 | 37,390 | 0,000 |
| 5% | 350 | 29,020 | 0,000 |
| 10% | 350 | 18,820 | 0,000 |
| 25% | 350 | 15,040 | 0,005 |
| 33% | 350 | 17,400 | 0,002 |
| 50% | 350 | 17,500 | 0,002 |

Tabla 3.10. Resultado de un ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis comparando los índices de representación medios entre grupos taxonómicos para distintos umbrales de representación (UR).

| | Odonatos | Anfibios | Reptiles | Aves | Mamíferos |
|-----------|----------|----------|----------|------|-----------------|
| Odonatos | | 0 | <u>0</u> | 0 | 0 |
| Anfibios | | | | | 0;5 |
| Reptiles | | | | | 0 |
| Aves | | | | | 0;5;10;25;33;50 |
| Mamíferos | | | | | |

Tabla 3.11. Umbrales de representación con diferencias significativas (5%) o marginalmente significativas (10%; subrayado) en el índice de representación medio entre grupos taxonómicos. Test de la U de Mann-Whitney y nivel de significación corregido para comparaciones múltiples con el método de Dunn-Sidák (Sokal y Rohlf, 1995).

Los test de permutación utilizados para contrastar los índices de representación medios de los grupos taxonómicos en el actual diseño de áreas protegidas con respecto a un modelo nulo rindieron resultados significativos. La red actual superó a las redes simuladas en todos los grupos taxonómicos y para todo umbral de representación con $P < 0,05$ (Tabla 3.12).

| Taxones | UR = 0% | | UR = 5% | | UR = 10% | | UR = 25% | | UR = 33% | | UR = 50% | |
|-----------|---------|--------|---------|--------|----------|--------|----------|--------|----------|--------|----------|--------|
| | Actual | Simul. | Actual | Simul. | Actual | Simul. | Actual | Simul. | Actual | Simul. | Actual | Simul. |
| Odonatos | 0,919 | 0,854 | 0,729 | 0,668 | 0,650 | 0,612 | 0,492 | 0,473 | 0,464 | 0,337 | 0,344 | 0,258 |
| Anfibios | 0,854 | 0,811 | 0,678 | 0,621 | 0,617 | 0,600 | 0,518 | 0,466 | 0,487 | 0,416 | 0,387 | 0,323 |
| Reptiles | 0,862 | 0,786 | 0,727 | 0,602 | 0,672 | 0,558 | 0,567 | 0,404 | 0,538 | 0,356 | 0,447 | 0,277 |
| Aves | 0,889 | 0,822 | 0,700 | 0,653 | 0,635 | 0,577 | 0,520 | 0,411 | 0,482 | 0,367 | 0,393 | 0,267 |
| Mamíferos | 0,930 | 0,876 | 0,812 | 0,695 | 0,734 | 0,641 | 0,602 | 0,503 | 0,580 | 0,453 | 0,460 | 0,366 |

Tabla 3.12. Resultado de los índices de representación medios de los grupos taxonómicos en la Red de Áreas Protegidas de Extremadura actual (columna izquierda) y resultado de 1000 simulaciones mediante permutaciones al azar de la fracción de cobertura de cuadrículas por tales áreas (columna derecha), para un amplio rango de umbrales de representación (0-50%). En cada umbral se muestra el resultado de la red actual (Actual) y el resultado del 5% superior de las redes simuladas (Simul.). La red actual superó a las redes simuladas con $P < 0,05$ en todos los grupos taxonómicos y para todo umbral de representación analizado.

Las Tablas 3.13 y 3.14 muestran los resultados de los análisis de diferencias en el nivel de representación en áreas protegidas respecto a la distribución geográfica de las especies. En la Tabla 3.13 se muestran los resultados del contraste del índice de representación medio de las especies endémicas con el de las no endémicas utilizando el test de la U de Mann-Whitney. Aunque en todos los UR el índice de representación medio de los endemismos ibéricos resultaron superiores, esta diferencia sólo fue significativa con un UR del 50%, y marginalmente significativa con UR del 33% y 25%. Por tanto, la mejor representación de las especies endémicas sólo queda revelada cuando se consideran coberturas de cuadrícula por áreas protegidas no pequeñas.

| UR | U | P | Índice de Repres. Medio | |
|-----|--------|--------|-------------------------|--------------|
| | | | Endémicas | no Endémicas |
| 0% | 2799,5 | 0,652 | 0,905 | 0,897 |
| 5% | 2567,0 | 0,314 | 0,784 | 0,721 |
| 10% | 2507,0 | 0,250 | 0,730 | 0,652 |
| 25% | 2181,5 | 0,054* | 0,645 | 0,527 |
| 33% | 2186,5 | 0,055* | 0,619 | 0,494 |
| 50% | 2058,0 | 0,026* | 0,502 | 0,395 |

Tabla 3.13. Contraste del índice de representación medio de especies endémicas (n=18) versus no endémicas (n=332) en RAPEX. Test de la U de Mann-Whitney y valor medio de cada grupo. Resultados significativos o marginalmente significativos (*).

En la Tabla 3.14 se muestran los resultados del análisis de correlación no paramétrica de Spearman entre los índices de representación de las especies y su extensión de ocupación (EOO), medida esta como el número de cuadrículas UTM con cita.

| | N | UR = 0% | | UR = 5% | | UR = 10% | | UR = 25% | | UR = 33% | | UR = 50% | |
|-----------|-----|---------|--------|---------|-------|----------|-------|----------|--------|----------|-------|----------|--------|
| | | R | P | R | P | R | P | R | P | R | P | R | P |
| Anfibios | 16 | -0.497 | 0.050 | -0.521 | 0.039 | -0.521 | 0.039 | -0.659 | 0.006 | -0.676 | 0.004 | -0.638 | 0.008 |
| Reptiles | 25 | -0.368 | 0.070* | -0.519 | 0.008 | -0.471 | 0.017 | -0.469 | 0.018 | -0.448 | 0.025 | -0.571 | 0.003 |
| Mamíferos | 59 | -0.636 | 0.000 | -0.730 | 0.000 | -0.546 | 0.000 | -0.536 | 0.000 | -0.603 | 0.000 | -0.491 | 0.000 |
| Aves | 195 | -0.655 | 0.000 | -0.374 | 0.000 | -0.305 | 0.000 | -0.416 | 0.000 | -0.415 | 0.000 | -0.404 | 0.000 |
| Odonatos | 55 | -0.409 | 0.002 | -0.295 | 0.029 | -0.266 | 0.050 | -0.250 | 0.065* | -0.342 | 0.011 | -0.240 | 0.077* |
| Conjunto | 350 | -0.627 | 0.000 | -0.471 | 0.000 | -0.398 | 0.000 | -0.442 | 0.000 | -0.480 | 0.000 | -0.431 | 0.000 |

Tabla 3.14. Coeficiente de correlación de Spearman (R) y nivel de significación (P) entre el índice de representación de especies (i.e., cobertura por áreas protegidas) y la extensión de ocupación (EOO) de grupos taxonómicos, individual y conjuntamente. Resultados significativos (P<0,05) salvo tres resultados marginalmente significativos (P<0,10*).

De forma generalizada, la extensión de ocupación de las especies estuvo inversamente correlacionada con su cobertura en áreas protegidas para todo umbral de representación. En todos los grupos taxonómicos conjunta o separadamente, las especies más raras por su distribución geográfica más restringida resultaron mejor representadas en la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX).

Se encontraron diferencias significativas en el índice de representación medio de especies amenazadas en áreas protegidas, diferencias que variaron en función de la escala de clasificación de amenaza. La Tabla 3.15 muestra los resultados de la prueba de la U de Mann-Whitney que compara el índice de representación medio en áreas protegidas entre especies no amenazadas y amenazadas – siendo estas las clasificadas en las categorías de Vulnerable o En peligro– en cualquier grupo taxonómico. Mientras que en la clasificación mundial de amenaza el índice de representación de especies amenazadas en áreas protegidas superó significativamente a las especies no amenazadas para todo umbral de representación, tales diferencias raramente se mantuvieron significativas en la clasificación nacional y desaparecieron en la regional. El ordinal de extensión geográfica máxima a que una especie está clasificada como amenazada se correlacionó positivamente con el índice de representación en áreas protegidas para umbrales de representación superiores al 10% ($r_s = 0,24$ al 25%; $r_s = 0,24$ al 33%; $r_s = 0,23$ al 50%; $p < 0,05$ en todos los casos). Por tanto, las especies amenazadas a una mayor extensión geográfica (i.e., las especies más amenazadas) estuvieron mejor representadas en RAPEX, lo que podría ser el resultado de que formaron parte de los criterios de

diseño de tales reservas. Mientras que las especies clasificadas como amenazadas en extensiones geográficas menores –de nacional a regional–, o en definitiva menos amenazadas, no revelaron tal diferencia de representación en áreas protegidas.

| Escala de Amenaza | UR | U | P | Media Ame. | Media No Ame. |
|---|-----|--------|--------|------------|---------------|
| Lista Roja UICN - Mundo | 0% | 1140,5 | 0,028* | 0,945 | 0,896 |
| | 5% | 936,0 | 0,005* | 0,853 | 0,720 |
| | 10% | 807,0 | 0,001* | 0,827 | 0,650 |
| | 25% | 819,0 | 0,002* | 0,722 | 0,527 |
| | 33% | 858,5 | 0,002* | 0,692 | 0,494 |
| | 50% | 921,5 | 0,004* | 0,553 | 0,395 |
| | N | | | 11 | 339 |
| Lista Roja UICN - España | 0% | 7764,0 | 0,007* | 0,921 | 0,891 |
| | 5% | 8647,5 | 0,128 | 0,740 | 0,720 |
| | 10% | 8713,5 | 0,151 | 0,664 | 0,654 |
| | 25% | 9218,0 | 0,442 | 0,544 | 0,530 |
| | 33% | 9405,0 | 0,602 | 0,512 | 0,497 |
| | 50% | 9497,5 | 0,690 | 0,393 | 0,402 |
| | N | | | 70 | 280 |
| Catálogo Extremeño de Especies Amenazadas | 0% | 4906,0 | 0,195 | 0,912 | 0,896 |
| | 5% | 5281,0 | 0,519 | 0,741 | 0,722 |
| | 10% | 4814,0 | 0,145 | 0,698 | 0,651 |
| | 25% | 4798,0 | 0,137 | 0,579 | 0,528 |
| | 33% | 4688,0 | 0,094 | 0,554 | 0,494 |
| | 50% | 5134,0 | 0,368 | 0,428 | 0,397 |
| | N | | | 36 | 314 |

Tabla 3.15. Contraste del índice de representación medio de especies amenazadas *versus* no amenazadas en RAPEX. La clasificación de amenaza es analizada para distintas escalas (mundial a regional) y umbrales de representación (0-50%). Test de la U de Mann-Whitney y valor medio de cada grupo; resultados significativos ($P < 0.05^*$).

Por el contrario, no se encontraron diferencias significativas en el índice medio de representación de especies en Red Natura 2000 entre las especies incluidas y excluidas en el anexo I de la Directivas de Aves (79/409/CEE) ni en el anexo II de la Directiva Hábitats (92/43/CEE), conjunta o separadamente. Por tanto, las especies no consideradas en los citados anexos no obtuvieron menor representación en la Red Natura 2000 que aquellas que sí formaron parte de los criterios de diseño. Los resultados del test de la U de Mann-Whitney para distintos umbrales de representación se muestran en la Tabla 3. 16.

| UR | Directivas Aves y Hábitats | | | | Anexo I Dir. Aves | | | | Anexo II Dir. Hábitats | | | |
|-----|----------------------------|-------|------------|------------|-------------------|-------|------------|------------|------------------------|-------|------------|------------|
| | U | P | N excl. | N incl. | U | P | N excl. | N incl. | U | P | N excl. | N incl. |
| 0% | 11420,5 | 0,154 | 248 | 102 | 8225,0 | 0,092 | 283 | 67 | 5484,5 | 0,961 | 315 | 35 |
| 5% | 11737,0 | 0,290 | 248 | 102 | 9159,0 | 0,666 | 283 | 67 | 4923,0 | 0,299 | 315 | 35 |
| 10% | 11314,0 | 0,121 | 248 | 102 | 9024,0 | 0,540 | 283 | 67 | 4635,0 | 0,122 | 315 | 35 |
| 25% | 11649,0 | 0,245 | 248 | 102 | 8931,0 | 0,461 | 283 | 67 | 5063,0 | 0,429 | 315 | 35 |
| 33% | 11753,0 | 0,298 | 248 | 102 | 9284,5 | 0,792 | 283 | 67 | 4813,5 | 0,218 | 315 | 35 |
| 50% | 12101,5 | 0,525 | 248 | 102 | 9166,0 | 0,673 | 283 | 67 | 5280,5 | 0,683 | 315 | 35 |

Tabla 3.16. Contraste del índice de representación medio de especies incluidas (incl.) versus excluidas (excl.) en el Anexo I de la Directiva Aves, el Anexo II de la Directiva Hábitats y en ambas. Test de la U de Mann-Whitney y número de especies en cada grupo. No resultaron diferencias significativas para ninguno de los umbrales de representación analizados.

DISCUSIÓN

Representación de Especies

El presente estudio proporciona la primera evaluación completa del funcionamiento de la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) basada en criterios de biodiversidad, utilizando la actual disponibilidad de datos biológicos de calidad, y considerando explícitamente posibles efectos de escala. El resultado global es que RAPEX da cobertura a la práctica totalidad de especies de fauna terrestre citadas en su territorio. Sólo en una especie de odonato (*Onychogomphus costae*) es incierta su cobertura por RAPEX; se trata de una especie con una distribución iberomagrebí cuyas citas son muy dispersas, lo que se debe probablemente a deficiencias en los datos disponibles (Ocharan *et al.*, 2011; Verdú *et al.*, 2011). Esta exhaustiva cobertura taxonómica tiene además un sustancial alcance en la distribución de la especie media, que supera en proporción a la extensión de la red extremeña.

Por establecer una medida comparable, la representación media de las especies supera al que representan las áreas protegidas respecto a Extremadura (30,6%), llegando incluso a duplicarla en umbrales de representación intermedios (10-25%). Todos los grupos taxonómicos participan de esta notable representación en áreas protegidas, habiendo diferencias sólo menores debidas a la apenas mejor representación de los mamíferos que las aves (un resultado reproducido a escala global; Rodrigues *et al.*, 2004b). En resumen, RAPEX da una cobertura a la biodiversidad terrestre de Extremadura que es taxonómicamente amplia y geográficamente extensa. La especie terrestre media está mejor representada en áreas protegidas de Extremadura de lo que cabría esperar por la extensión de su distribución y la de las áreas protegidas, con independencia de sus particularidades

taxonómicas, biogeográficas, grado de amenaza o consideración explícita en el proceso de diseño de tales áreas protegidas (aspectos que se discutirán a continuación).

Las áreas protegidas son el esfuerzo de conservación de la biodiversidad más importante en Europa, sin embargo raramente es evaluada exhaustiva y sistemáticamente su efectividad bajo criterios de biodiversidad amplios (Maiorano *et al.*, 2007, 2015). Otros autores han analizado la contribución de las distintas redes de reservas en variados grupos taxonómicos a distintas escalas espaciales, como la europea (Gruber *et al.*, 2012; Maiorano *et al.*, 2015; Sánchez-Fernández *et al.*, 2015), la ibérica (Araújo *et al.*, 2007; Sánchez-Fernández *et al.*, 2008; Bosso *et al.*, 2013; D'Amen *et al.*, 2013), la nacional (Martínez *et al.*, 2006; Maiorano *et al.*, 2007; Hernández-Manrique *et al.*, 2012) o la regional (De la Montaña *et al.*, 2011; Díaz-Gómez *et al.*, 2013). Gruber *et al.* (2012) demuestran que la representación de las especies del Anexo II de la Red Natura 2000 es desigual e identifica a especies que en la actualidad tienen una representación baja en la extensión que ocupa la Unión Europea. Sánchez-Fernández *et al.*, (2015) encuentran en los herpetos europeos un nivel de representación muy inferior a los resultados regionales de Extremadura. En Italia, Maiorano *et al.*, (2007) encuentran 11 de 468 especies (2,3%) excluidas de Red Natura 2000, y el resto representadas en grado diverso. En Araújo *et al.*, (2007) la representación de especies de vertebrados varía entre un 98% y un 73% para umbrales de representación del 2% y el 20%, respectivamente. Mientras, De la Montaña *et al.*, (2011) identifican que aproximadamente el 29% del área que ocupa Castilla-La Mancha es necesaria para conservar a todas las especies vertebradas terrestres.

La comparación del nivel de representación de especies en áreas protegidas con un modelo nulo (número equivalente de áreas seleccionadas al azar), constituye una medida aún más robusta del funcionamiento que es independiente de umbrales arbitrarios (Lobo & Araújo, 2003; Araújo *et al.*, 2007). Los resultados de tal comparación demuestran que RAPEX no sólo es eficaz en la representación de especies, sino que también es muy eficiente en la representación de todos los grupos de fauna terrestre analizados. Una red de igual área a la existente pero distribuida de otro modo en todo el territorio extremeño tendría un peor funcionamiento que la actual, pues el máximo número de especies representadas sería inferior al obtenido por RAPEX (*e.g.*, Araújo, 1999; Rodrigues *et al.*, 2004a). Esto significa que la inversión en superficie realizada con el actual diseño de RAPEX ha permitido alcanzar un rendimiento máximo en la representación de especies. Y por tanto, que de la modificación de tal superficie se derivarían costes/beneficios en conservación: (1) disminuir la superficie de áreas protegidas conllevaría costes en los niveles de representación de las

especies; (2) no se pueden aumentar los niveles de representación de especies alcanzados manteniendo el tamaño actual de RAPEX. Este resultado demuestra además que la representación de la biodiversidad ha constituido un criterio transversal en los distintos ejercicios de diseño realizados –no obstante estar RAPEX compuesta por diferentes redes y figuras, diseñadas en momentos diferentes y con objetivos no homogéneos–. Algunos autores han obtenido resultados similares (Pain *et al.*, 2005), pero son frecuentes los estudios en los que los resultados de las evaluaciones son más variables. Es habitual que uno o varios grupos biológicos no se vean suficientemente representados en determinados sistemas de reservas, frecuentemente en Espacios Protegidos fuera de la Red Natura 2000 (Castro Parga *et al.*, 1996; Araújo, 1999; Sérgio *et al.*, 2000; Carrascal y Lobo, 2003; Lobo y Araújo, 2003; Cantú-Salazar *et al.*, 2013; Maiorano *et al.*, 2013); por poner un ejemplo, el caso de gimnospermas y vertebrados (salvo mamíferos) en la Península Ibérica (Araújo *et al.*, 2007). Estos resultados incompletos se han asociado a deficiencias de cobertura en los datos biológicos (Araújo, 2004) y al bajo número de especies en algunos grupos (Araújo *et al.*, 2007), en contraposición a datos de calidad y grupos especiosos. Por ejemplo, la incompleta representación de angiospermas *versus* Red Natura 2000 en Portugal se achaca a la deficiente calidad de los datos (Araújo, 2004), mientras que datos de calidad de 100 especies de flora en los Espacios Protegidos de la Península Ibérica obtienen resultados positivos (Alagador *et al.*, 2011).

De particular interés en conservación es resolver en qué medida alcanza la extensa cobertura antes citada a las especies más sensibles a factores de amenaza. Este es el caso de las especies con menor rango de distribución geográfica, las especies más raras, que requieren especiales medidas de conservación (Maiorano *et al.*, 2007). Si las áreas protegidas hubieran sido elegidas al azar –o en general con criterios distintos de la biodiversidad– sería de esperar una mejor representación de las especies con mayor distribución de frecuencia (especies comunes), y a la inversa (especies raras; Araújo, 1999). En el contexto biogeográfico del área de estudio, los endemismos ibéricos tienen una distribución mundial restringida a Iberia –de la que ocupando Extremadura una fracción sustancial, debe contribuir significativamente en la representación de endemismos en sus áreas protegidas–. En efecto, la actual RAPEX cubre a la totalidad de endemismos ibéricos citados en Extremadura, y lo hace como mínimo en igual medida, sino significativamente mejor, que al resto de especies –derivando esta incertidumbre del factor escala–. De hecho, las especies más raras (*i.e.*, con menor extensión de ocupación) alcanzan mayor nivel de representación en RAPEX una vez descartado cualquier efecto de escala. Por tanto, para estas especies que no pueden ser protegidas fuera de Iberia, o que simplemente son raras, Extremadura contribuye de forma relevante en su conservación

puesto que las sobre-representa en relación al resto de especies de mayor distribución. En Europa, Sánchez-Fernández y Abellán (2015) no encuentran una mejor representación de anfibios pero sí de reptiles endémicos a esta escala. En el contexto ibérico Sánchez-Fernández *et al.*, (2008) encuentran una buena representación de coleópteros acuáticos endémicos en Red Natura 2000, aunque 4 de 120 especies están completamente fuera. En cambio, Ramírez-Acosta *et al.*, (2012), estudian algunos grupos de vertebrados terrestres endémicos en México y obtienen que el 88% del total de las especies endémicas se encuentran representadas dentro de las áreas protegidas. Rey y De la Montaña (2003), estudiaron a los vertebrados terrestres utilizando cinco criterios para identificar las áreas con alto valor de diversidad, entre estos criterios se encuentran las especies con menor extensión de ocupación en España (raras); obtuvieron que el rendimiento medio de las especies raras de los diferentes grupos taxonómicos incluidas en las zonas de alta diversidad es aproximadamente del 98% (pero ver críticas a este índice de rareza en Real *et al.*, 2006b). A escala global, Cantú-Salazar *et al.* (2013) encontraron una baja representación global de especies raras de anfibios, aves y mamíferos.

Más allá de la rareza o endemidad de las especies, su clasificación como amenazada las declara sin duda como sensibles a factores de amenaza en curso. Por ello, las áreas protegidas deben conseguir un mayor alcance en la representación de las especies amenazadas (Rey y De la Montaña, 2003). Ya que las clasificaciones de amenaza disponibles abarcan distintas extensiones geográficas – regional, nacional y mundial–, se debe considerar la escala de amenaza para valorar adecuadamente la contribución que una red de reservas regional aporta en la conservación de especies. Extremadura no comprende la distribución geográfica de especie alguna, por lo que el grado de amenaza reflejado en su Catálogo es una valoración limitada al estado de sólo algunas entre otras muchas poblaciones de la especie en cuestión – muchas salvo contadas excepciones. Los resultados muestran que RAPEX sí es sensible a la clasificación de especies amenazadas, y que lo es en proporción directa a la escala (extensión geográfica) de dicha clasificación. En el extremo inferior de la escala, RAPEX representa a las especies amenazadas bajo criterios regionales en una medida –aunque como se ha visto sustancial– no diferente al resto de especies (*i.e.*, no amenazadas). Este resultado es esperable si se considera que RAPEX fue esencialmente diseñada bajo criterios de una escala más amplia que la regional, como mínimo nacional (*e.g.*, Parques Nacionales), pero sobre todo internacional (el 98,6% de RAPEX es Red Natura 2000). A esta escala mundial RAPEX sí es sensible a la categoría de amenaza, pues representa mejor a las especies amenazadas que a las no amenazadas. En el estudio de herpetos a escala europea de Sánchez-Fernández y Abellán (2015), no encuentran diferencias de

representación entre especies amenazadas y el resto en áreas protegidas nacionales pero sí en Natura 2000. Hernández-Manrique *et al.*, (2012), indican que los actuales esfuerzos de conservación son insuficientes para garantizar la protección de invertebrados terrestres en peligro de extinción. Estos autores aducen que la Red Natura 2000 fue diseñada para representar a las especies faunísticas enumeradas en sus Anexos I (Directiva Hábitats) y II (Directivas de Aves), considerando escasamente la información de las especies invertebradas. Martínez *et al.*, (2006) evalúan la distribución potencial de líquenes amenazados *versus* Red Natura 2000 en España y muestran la importancia de ésta en garantizar la protección de tales especies, puesto que seis de las especies presentan un porcentaje de nivel de representación superior al 40%.

Siendo tan extensa taxonómicamente y destacada individualmente la representación de especies en RAPEX como se ha visto, no es de extrañar que no se encontraron diferencias asociadas a la inclusión o no de las especies en el anexo I de la Directivas de Aves (79/409/CEE) o en el anexo II de la Directiva Hábitats (92/43/CEE). Esto significa que las especies no incluidas en los citados anexos no obtuvieron menor representación en las áreas protegidas de Extremadura que aquellas que sí formaron parte de los criterios de diseño. Dado que el 98,6% de RAPEX es Red Natura 2000, y que el diseño de ésta se basó en criterios más específicos y homogéneos focalizados en las especies y hábitats de los citados anexos, se puede afirmar que las especies de la Red Natura 2000 están actuado como paraguas (Roberge y Angelstam, 2004; Rondinini y Boitani, 2006) para la conservación de la biodiversidad terrestre regional, al menos hasta los grupos taxonómicos terrestres analizados. Considerando que la protección de las especies del Anexo I de la Directiva Hábitats ha demostrado efectos positivos a escala europea (Sanderson *et al.*, 2015), es de esperar que dicha protección se extienda a un más amplio conjunto de especies en Extremadura. Similares resultados y conclusiones encontraron Lisón *et al.*, (2015) estudiando quirópteros, o Martínez *et al.* (2006) con líquenes, en la Red Natura 2000 de España.

En resumen, la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) es eficiente a la vez que eficaz en la cobertura de la práctica totalidad de especies terrestres citadas en la región, incluyendo vertebrados e invertebrados. Una amplia fracción de la distribución geográfica de las especies está representada en áreas protegidas, fracción que es tanto mayor cuando más raras y amenazadas son las especies. Entre las limitaciones del estudio cabe citar que quedan excluidos de esta valoración numerosos grupos de invertebrados y todas las plantas, elementos importantes de la biodiversidad regional para los que no existen datos de distribución con extensión y/o calidad suficientes. En las

especies sí analizadas una limitación ha sido la diferencia de escala de los datos de las especies respecto a las áreas protegidas, lo que ha incrementado la complejidad del estudio e incorporado un grado de incertidumbre en los resultados. Será muy recomendable que en futuros estudios tales limitaciones sean solucionadas a través de más y mejores datos de distribución de grupos taxonómicos más numerosos, probablemente mediante una combinación de nuevos atlas y modelizaciones geográficas.

CAPÍTULO 4. LA RIQUEZA DE ESPECIES EN LA EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS

INTRODUCCIÓN

Las áreas protegidas constituyen una de las herramientas más útiles para la conservación de la biodiversidad (Rey y De la Montaña, 2003; De la Montaña 2011). Sin embargo, las áreas protegidas no suelen contener una representación exhaustiva de la biodiversidad de una región (Pressey *et al.*, 1993; Scott *et al.*, 1993; Rodrigues *et al.*, 1999; Margules y Pressey, 2000; Rondinini *et al.*, 2005) debido a que su localización y criterios de diseño se basan con frecuencia en variables socioeconómicas, estéticas o valores políticos en lugar de criterios biológicos (Catullo *et al.*, 2008). Desafortunadamente, no existen los recursos ni el tiempo necesario para llevar a cabo inventarios detallados para la mayoría de los taxones antes de designar un área protegida en cualquier lugar del mundo (Groombridge, 1992; Raven y Wilson, 1992; Prendergast *et al.*, 1993).

Es por ello, que las redes de reservas existentes son con frecuencia el resultado de criterios y datos no óptimos, lo cual hace que evaluar el funcionamiento de las áreas protegidas en cuanto a la cobertura de la biodiversidad con la información disponible más actualizada tenga una gran relevancia. Con el fin de evaluar las áreas prioritarias para la conservación de especies, se tienen en cuenta una serie de características importantes de la biodiversidad basadas generalmente en criterios tales como la riqueza de especies, la vulnerabilidad (categorías de amenaza), la rareza (por rango geográfico o endemidad), la singularidad taxonómica, los taxones indicadores e incluso el nivel de representación de especies (Usher, 1986; Williams *et al.*, 1991; Prendergast *et al.*, 1993; Faith y Walker, 1996; Castro *et al.*, 1997; Reid, 1998; Rey *et al.*, 1999; Virolainen *et al.*, 2001; Alagador *et al.*, 2011; Jenkins *et al.*, 2013).

La riqueza de especies (Araújo, 1999; Yip *et al.*, 2004) se entiende como el número total de especies, bien en términos absolutos o bien de especies amenazadas, endémicas, etc., que habitan en un área determinada (Magurran, 2004). Una característica significativa de la riqueza de especies es su variación geográfica, consecuencia a su vez de la variación de la distribución geográfica de las especies que la componen (Catullo *et al.*, 2008). Es por esto que la riqueza o número de especies (absoluta, amenazada o endémica) varía en función del área geográfica a que se refiera, y dado que

existen áreas particularmente especiosas también es variable su valor para la conservación de la biodiversidad (Reid, 1998; Jenkins *et al.*, 2013). Como consecuencia, la riqueza de especies es una medida ampliamente utilizada para valorar el funcionamiento de las áreas protegidas en la representación de la biodiversidad (Purvis *et al.*, 2000; Hector y Bagchi, 2007; Jenkins *et al.*, 2013). Ello se debe a que refleja distintos aspectos de la biodiversidad (Gaston, 1996), y a que aun no siendo completo el conocimiento taxonómico –especialmente para grupos como los insectos– están disponibles muchos datos sobre números de especies.

El objetivo de este capítulo es obtener diferentes medidas del funcionamiento de las distintas redes de reservas existentes en Extremadura en la representación de la biodiversidad, particularmente medidas que no estén basadas en objetivos de conservación fijos por especie sino en su conjunto –llámese acumulación, número o riqueza– de especies. En alguna de estas medidas se discriminará la Red de Espacios Naturales Protegidos (RENPEX) de la Red Natura 2000, lo cual es de gran interés a efectos comparativos, mientras que en todos los casos se valorará el conjunto de la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX). Concretamente, los objetivos perseguidos son los siguientes:

Objetivo 1. Obtener una medida de la eficacia de RENPEX, la Red Natura 2000 y RAPEX en la cobertura de la riqueza de especies contrastando si las cuadrículas con presencia de cada una de tales redes –para cualquier fracción de cobertura– representan a un mayor número de especies absolutas, amenazadas y endémicas que las cuadrículas sin su presencia.

Objetivo 2. Contrastar si las cuadrículas con mayor número de especies están mejor representadas (*i.e.*, tienen mayor cobertura) por las distintas redes de reservas, y si ello es así tanto para la riqueza absoluta como para la riqueza de especies amenazas y endémicas.

Objetivo 3. Obtener una medida del funcionamiento de RAPEX en la cobertura de la riqueza de especies mediante su comparación con un modelo nulo no basado en criterios de biodiversidad. Se medirá la desviación de la tasa de acumulación de especies en RAPEX respecto al esperado de redes de reservas al azar. Se discriminará entre la riqueza de especies absolutas, amenazadas y endémicas, y dentro del total entre grupos taxonómicos.

Objetivo 4. Obtener una medida de la eficiencia de RAPEX en el nivel de representación de especies basada en la forma de las curvas de acumulación de especies en áreas protegidas *versus* el total de superficie regional. Diferenciando entre la riqueza de especies absoluta y la riqueza de especies por cada grupo taxonómico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Cálculo de la riqueza de especies absoluta, amenazada y endémica

Para la elaboración de los mapas de distribución de los diferentes grupos taxonómicos se consultaron los atlas de distribución de la región de Extremadura, con una resolución espacial de 10 x 10 km enumerados en el Capítulo 3 de la presente memoria. A cada cuadrícula UTM, que conforma la región de Extremadura, se asignaron las localizaciones correspondientes a la presencia y ausencia de cada especie. De esta forma se obtuvo la ubicación de estas especies en cada una de las cuadrículas UTM. La riqueza de especies absoluta, amenazada y endémica se calculó como la suma de los taxones presentes en cada cuadrícula UTM del área de estudio atendiendo a cada uno de estos atributos por separado (Hacker *et al.*, 1997). En este cálculo se tuvo en cuenta que no todas las cuadrículas se encuentran íntegramente en Extremadura, y que mientras que algunos atlas fueron realizados en el interior de los límites regionales como ocurre con el grupo de los invertebrados, el resto (vertebrados) lo fue en la totalidad de las cuadrículas incluyendo territorios exteriores al límite regional.

Como resultado, no existe igual confianza en el dato del número de especies *dentro* de la región de Extremadura entre estos dos conjuntos de grupos taxonómicos. Por ello, se realizó un cálculo del número de especies de invertebrados y una estima del número de vertebrados esperables en la región. Este último, se realizó multiplicando el número de especies citadas en la cuadrícula por la fracción de la cuadrícula dentro de Extremadura. Así, se obtuvo una estima probabilística de la riqueza de vertebrados que está en proporción al área incluida. Para las matrices de datos de riqueza de especies absoluta se utilizaron los atlas de distribución, salvo en el caso de las mariposas que se utilizó el modelo desarrollado en el proyecto ECCOMAP (2008). Para las tablas de riqueza de especies amenazadas, se utilizaron los atlas de distribución y la clasificación de amenaza de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), considerando como amenazadas las especies dentro de la categoría vulnerable (VU) y en peligro (EN) en Extremadura. Finalmente, para las tablas de riqueza de especies endémicas de la

península ibérica se han utilizado los atlas de distribución. Posteriormente, se representó cartográficamente la riqueza de especies absoluta, la riqueza de especies amenazadas y la riqueza de especies endémicas de la península ibérica en las cuadrículas UTM 10 x 10 km mediante los programas ACCESS® 2003 y ArcGIS 9.3.®.

Análisis de datos

Se analizó la variación de la riqueza de especies absoluta, amenazada y endémica en relación a la cobertura de cuadrículas por la actual red de áreas protegidas en Extremadura mediante tres análisis estadísticos. Atendiendo al primer objetivo, y con el fin de conocer si las cuadrículas incluidas en reservas contienen más especies que las excluidas, se comparó la riqueza media entre las cuadrículas cubiertas por reservas y las no cubiertas mediante el test de la U de Mann-Whitney. Se repitió el análisis con la riqueza de especies absoluta, amenazada y endémica. Se excluyeron de la muestra de cuadrículas en la red aquellas bajo un umbral de representación del uno por mil. Se identificaron en los resultados significativos el sentido de la diferencia comparando las medias entre las muestras. El análisis se repitió con cada grupo taxonómico y tipo de red (RENPEX, Red Natura 2000 y RAPEX).

Conforme al segundo objetivo y para comprobar si las cuadrículas más especiosas tienen mayor cobertura por reservas, se realizó un análisis de correlación no paramétrica de Spearman entre la riqueza de especies (absoluta, amenazada y endémica) y el grado de cobertura de las cuadrículas por cada tipo de reservas (RENPEX, Red Natura 2000 y RAPEX) en Extremadura. Este tipo de análisis se realizó con el conjunto de especies y con cada grupo taxonómico por separado. En relación con el tercer objetivo, se calculó la tasa de acumulación de especies en reservas y se comparó con un modelo nulo generado al azar. Con este fin se realizaron análisis de regresión para relacionar la riqueza de especies en la región de Extremadura con el número estimado de especies representado en la red de áreas protegidas; este análisis se realizó por separado con la riqueza de especies absoluta, amenazada y endémica. Se añadieron ulteriores análisis de la riqueza absoluta discriminando por grupo taxonómico, pero no con la riqueza de amenazadas ni endémicas debido a sus reducidos tamaños muestrales. En estos análisis de regresión, la pendiente (B_1) representa la tasa a la que las especies son añadidas a la red de áreas protegidas, mientras que el punto de corte (B_0) da una medida relativa de la representación de las especies con menor rango de distribución en la red de áreas protegidas (Araújo *et al.*, 2007). Los coeficientes resultado del análisis con la red de áreas protegidas

real fueron comparados con el 5% de la cola superior obtenido en 1000 permutaciones aleatorias de la fracción de cobertura.

Finalmente, el cuarto objetivo fue asumido mediante la generación de curvas de acumulación de especies en RAPEX, y su comparación con los resultados en la totalidad del territorio extremeño. Tales curvas representan gráficamente la riqueza relativa de especies (en relación al máximo valor en cualquier cuadrícula) frente la distribución de frecuencia acumulada de la misma variable (Bartolino *et al.*, 2011). La riqueza relativa de especies de cada cuadrícula se calculó como el valor de riqueza dividido por la riqueza máxima en cualquier cuadrícula, mientras que la distribución de frecuencias se calculó como el número de cuadrículas con un valor inferior al valor anterior, dividido por el número total de cuadrículas. Se calcularon curvas de acumulación de la riqueza de especies para el conjunto de grupos taxonómicos, así como de cada grupo taxonómico por separado (aves, mamíferos, reptiles, anfibios, lepidópteros y odonatos). Como se ha dicho, a efectos comparativos se calculó la curva de acumulación de especies (total y por grupo taxonómico) en el total de cuadrículas de Extremadura –es decir, con independencia de su grado de cobertura por áreas protegidas–. En el caso de que las reservas representen a las especies de forma óptima, la curva de acumulación de especies se parecerá a una función logarítmica, más pronunciada en las especies de rangos restringidos y nivelándose en las especies de mayor rango (Araújo *et al.*, 2007; Bartolino *et al.*, 2011; López-López *et al.*, 2011).

RESULTADOS

Resultados de la distribución geográfica de la riqueza de especies

Los inventarios de especies de los grupos taxonómicos con datos disponibles en el área de estudio rindieron un total de 508 especies en Extremadura (Tabla 4.1). El sumatorio de especies por cuadrículas UTM permitió conocer la distribución geográfica de la riqueza absoluta de especies, cuya representación cartográfica se muestra en los siguientes mapas en que se han representado cada grupo taxonómico (Figura 4.1).

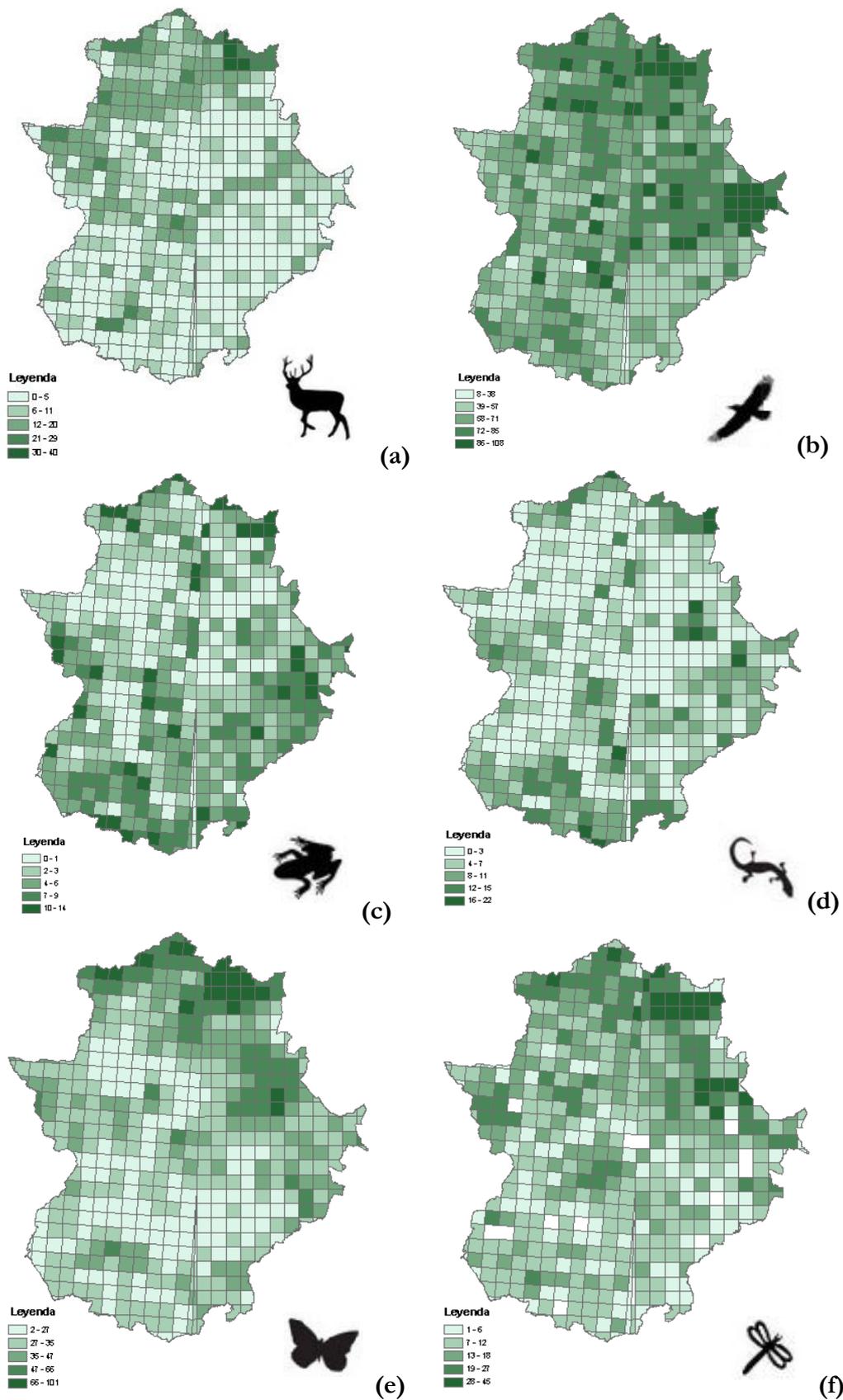


Fig. 4.1. Distribución geográfica de la riqueza de especies en Extremadura por grupos taxonómicos: a) mamíferos, b) aves, c) anfibios, d) reptiles, e) lepidópteros y f) odonatos. Datos procedentes de atlas de distribución salvo en el caso de las mariposas que han sido generados mediante un modelo de distribución geográfica.

Como se puede observar, todos los grupos taxonómicos presentan una distribución geográfica extensa en el área de estudio, en la que apenas se encuentran huecos. Tales huecos son más probablemente deficiencias en los inventarios que la auténtica ausencia de toda especie de un grupo taxonómico dado. Puesto que tal resultado es muy improbable, las cuadrículas con estas características son candidatas para ulteriores prospecciones más detalladas. Aunque la distribución de las especies es extensa ello no resulta sin embargo en valores de riqueza de especies homogéneos en el territorio, ya que en todos los grupos taxonómicos se puede observar la existencia de áreas particularmente especiosas. Estas áreas particularmente ricas son más frecuentes en el norte, noreste y este de la región, y ocasionalmente también en el sur. Hay que añadir no obstante, que los distintos grupos taxonómicos no necesariamente coinciden en la ubicación de sus áreas más especiosas, pues se pueden observar claras divergencias (Figura 4.1).

| Clase | Orden | Riqueza |
|-----------|--------------|--------------------|
| Aves | (todos) | 195 |
| Mamíferos | (todos) | 59 |
| Reptiles | (todos) | 25 |
| Anfibios | (todos) | 16 |
| Insectos | Lepidópteros | 158 |
| | Odonatos | 55 |
| | | Total = 508 |

Tabla 4.1. Número total de especies inventariadas en Extremadura por grupo taxonómico en las UTM de Extremadura.

Los resultados del cálculo de la riqueza de especies amenazadas en Extremadura se representan en la Figura y en la Tabla 4.2, correspondientes al ámbito mundial, nacional y regional. En particular, se han generado cinco mapas del estado de amenaza en Extremadura. Dado que la riqueza de especies de lepidópteros se obtuvo mediante una estima (modelo geográfico) y no a un cálculo, el número de especies amenazadas por cuadrícula no está disponible para este grupo.

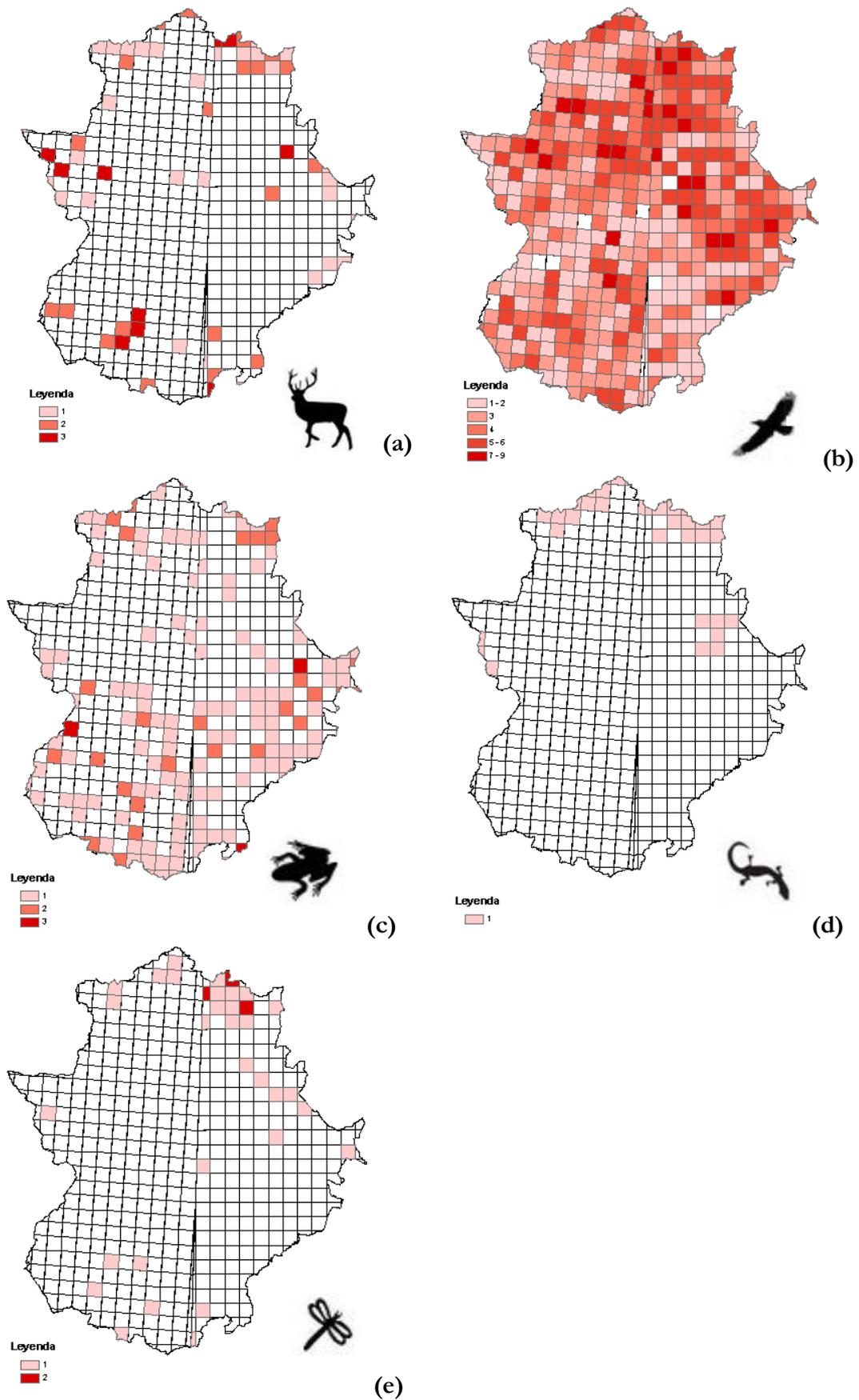


Fig. 4.2. Distribución geográfica de la riqueza de especies amenazadas en Extremadura por grupos taxonómicos: a) mamíferos, b) aves, c) anfibios, d) reptiles y e) odonatos.

Dentro de la región de Extremadura las especies de aves en estado de amenaza se encuentran distribuidas en su gran mayoría por las zonas montañosas del norte de la región Extremeña. Mientras que en el caso de la clase mamíferos se distribuyen de forma más dispersa a lo largo de la extensión de la región de Extremadura y en cuanto a cuadrículas UTM se refiere, la representación es más escasa. Respecto a los anfibios en estado de amenaza su distribución es mayor en la provincia de Cáceres. Sin duda alguna, los reptiles y los odonatos son los que presentan una distribución de especies amenazadas más dispersa. La Tabla 4.2 refleja cuantitativamente los datos de la riqueza de especies amenazadas dividida por clases y alcance.

| Clase | Orden | Amenaza | | |
|----------------|----------|-----------|-----------|-----------|
| | | MU | ES | EX |
| Aves | (todos) | 4 | 39 | 21 |
| Mamíferos | (todos) | 3 | 15 | 9 |
| Reptiles | (todos) | 3 | 3 | 1 |
| Anfibios | (todos) | 0 | 3 | 3 |
| Insectos | Odonatos | 2 | 10 | 2 |
| Total = | | 12 | 70 | 36 |

Tabla 4.2. Número total de especies amenazadas citadas en Extremadura conforme a criterios UICN definidos a escala Mundial (MU), España (ES) y Extremadura (EX).

Tras el cálculo de la riqueza de especies endémicas al igual que los casos anteriores, se representan cartográficamente cada grupo taxonómico y se obtienen cinco mapas para la riqueza de especies endémicas (Figura 4.3). Dado que la riqueza de especies de lepidópteros se obtuvo mediante una estima (modelo geográfico) y no un cálculo, el número de especies endémicas por cuadrícula no está disponible para este grupo.

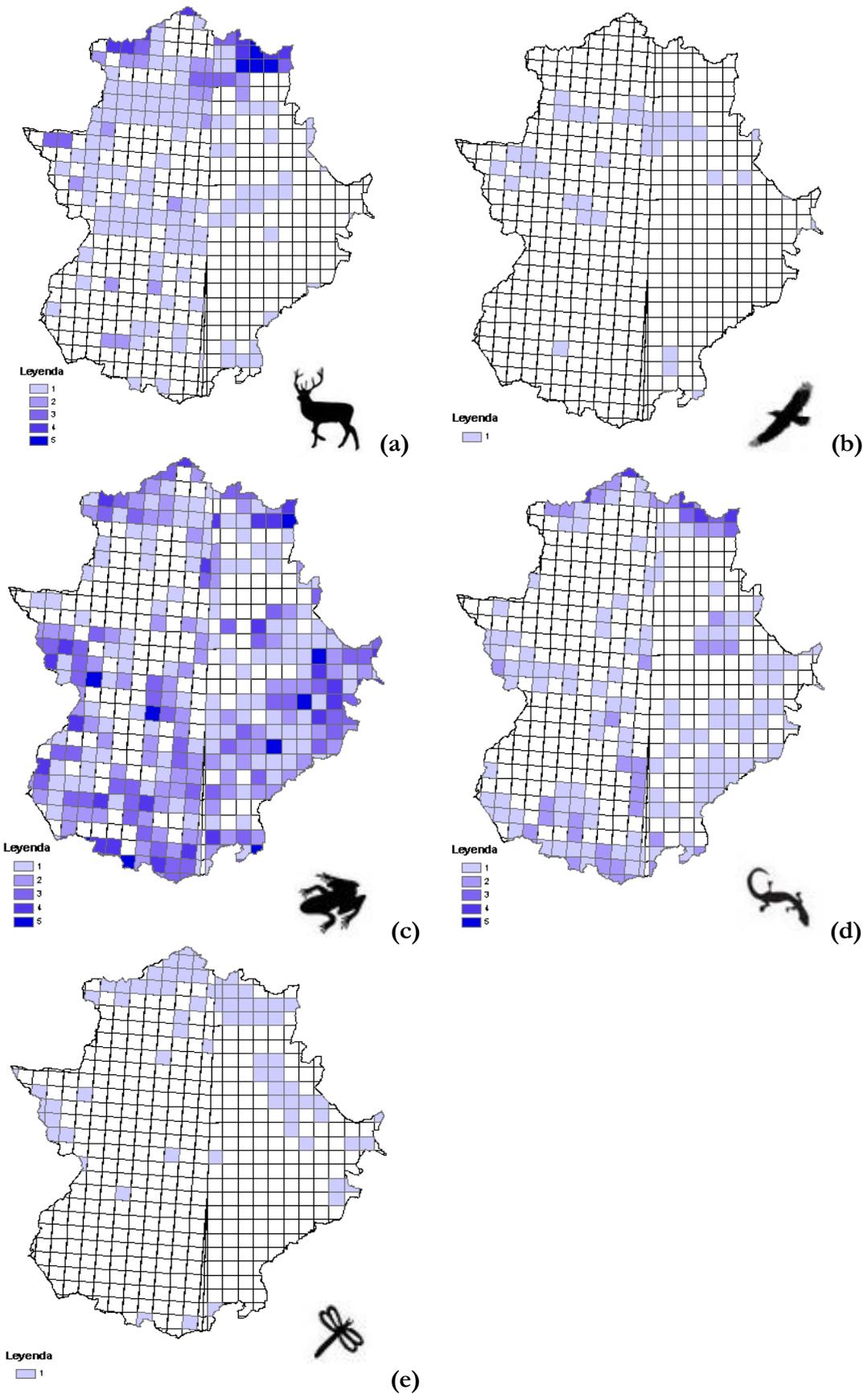


Fig. 4.3. Distribución geográfica de la riqueza de especies endémicas en Extremadura por grupos taxonómicos: a) mamíferos, b) aves, c) anfibios, d) reptiles y e) odonatos.

Se puede observar que las clases de mamíferos, anfibios y reptiles presentan una mayor presencia a lo largo de los límites del área de estudio. A grandes rasgos se puede deducir que la mayor presencia de endemismos ibéricos de las clases de mamíferos y reptiles se encuentran en las cuadrículas situadas en el Noreste de la región de Extremadura mientras que la clase anfibios distribuye el número de especies de manera más extensa por todo el territorio. Aves y odonatos tienen una reducida representación de endemismos ibéricos que se restringe a una única especie. La Tabla 4.3 refleja cuantitativamente los datos de la riqueza de especies endémicas dividida por clases. Tras el cálculo de la riqueza de endemismos ibéricos se obtuvo un total de 20 especies, las cuales han sido representadas cartográficamente en los mapas de distribución de endemividad anteriores.

| Clase | Orden | Endemismos |
|-------------------|----------|------------|
| | | Ibéricos |
| Aves | (todos) | 1 |
| Mamíferos | (todos) | 6 |
| Reptiles | (todos) | 6 |
| Anfibios | (todos) | 6 |
| Insectos | Odonatos | 1 |
| Total = 20 | | |

Tabla 4.3. Número total de especies endémicas en la Península Ibérica por grupos taxonómico en las UTM de Extremadura.

Resultados de los análisis de datos

Los resultados del primer objetivo –conocer si las cuadrículas incluidas en reservas son más especiosas que las excluidas–, analizado mediante la comparación de la riqueza media entre cuadrículas incluidas y excluidas de las tres redes de reservas, se muestran en la Tabla 4.4. Como se puede observar, las cuadrículas incluidas en cualquiera de las tres redes RENPEX, NATURA 2000 y RAPEX tienen significativamente más especies de todos los grupos taxonómicos que las excluidas; en RENPEX se mantiene esta relación de mayor riqueza media en su interior, con la particularidad de ser marginalmente significativa en aves ($P < 0.10$) y no significativa en odonatos ($P > 0.10$), grupo y red que constituirían la única excepción estadística.

| RED | GRUPO | U de Mann-Whitney | Z | P | N (0) | Media(0) | N (1) | Media (1) |
|--------|---------------|-------------------|--------------|--------------|------------|--------------|------------|--------------|
| RAPEX | Mamíferos | 12,086.00 | -4.75 | 0.000 | 83 | 4.2 | 434 | 7.0 |
| | Aves | 11,043.50 | -5.59 | 0.000 | 83 | 40.6 | 434 | 59.0 |
| | Reptiles | 13,882.50 | -3.31 | 0.001 | 83 | 3.4 | 434 | 4.6 |
| | Anfibios | 14,600.50 | -2.74 | 0.006 | 83 | 2.6 | 434 | 3.5 |
| | Lepidópteros | 9,826.00 | -6.56 | 0.000 | 83 | 19.8 | 434 | 31.8 |
| | Odonatos | 11,193.50 | -5.47 | 0.000 | 83 | 7.0 | 434 | 11.8 |
| | Vertebrados | 11,140.50 | -5.51 | 0.000 | 83 | 50.8 | 434 | 74.2 |
| | Invertebrados | 9,132.00 | -7.12 | 0.000 | 83 | 26.7 | 434 | 43.6 |
| | Total | 9,937.00 | -6.47 | 0.000 | 83 | 77.5 | 434 | 117.8 |
| NATURA | Mamíferos | 12,940.00 | -4.76 | 0.000 | 89 | 4.2 | 428 | 7.1 |
| | Aves | 11,193.50 | -6.12 | 0.000 | 89 | 40.2 | 428 | 59.4 |
| | Reptiles | 15,315.50 | -2.91 | 0.004 | 89 | 3.6 | 428 | 4.6 |
| | Anfibios | 16,158.50 | -2.26 | 0.024 | 89 | 2.7 | 428 | 3.5 |
| | Lepidópteros | 10,089.00 | -6.99 | 0.000 | 89 | 19.8 | 428 | 31.9 |
| | Odonatos | 11,759.00 | -5.69 | 0.000 | 89 | 7.0 | 428 | 11.9 |
| | Vertebrados | 11,397.50 | -5.96 | 0.000 | 89 | 50.7 | 428 | 74.5 |
| | Invertebrados | 9,421.00 | -7.51 | 0.000 | 89 | 26.7 | 428 | 43.8 |
| | Total | 10,155.00 | -6.93 | 0.000 | 89 | 77.4 | 428 | 118.4 |
| RENPEX | Mamíferos | 21,415.50 | -2.37 | 0.018 | 389 | 6.2 | 128 | 7.8 |
| | Aves | 22,347.50 | -1.74 | 0.082 | 389 | 54.8 | 128 | 59.9 |
| | Reptiles | 21,679.00 | -2.20 | 0.028 | 389 | 4.2 | 128 | 5.2 |
| | Anfibios | 21,785.50 | -2.12 | 0.034 | 389 | 3.2 | 128 | 3.8 |
| | Lepidópteros | 21,799.00 | -2.11 | 0.035 | 389 | 29.0 | 128 | 32.3 |
| | Odonatos | 23,447.50 | -0.99 | 0.323 | 389 | 10.9 | 128 | 11.6 |
| | Vertebrados | 21,211.50 | -2.51 | 0.012 | 389 | 68.4 | 128 | 76.7 |
| | Invertebrados | 21,783.00 | -2.12 | 0.034 | 389 | 39.9 | 128 | 43.9 |
| | Total | 21,432.00 | -2.36 | 0.018 | 389 | 108.3 | 128 | 120.6 |

Tabla 4.4. Test de comparación de riqueza media de especies total entre las cuadrículas incluidas en reservas (para umbrales de representación mayores de 0,001) y las excluidas. Se ha utilizado la riqueza regional estimada en cuadrículas UTM de 10 km.

Los resultados de los análisis que contrastan la riqueza media de especies amenazadas y endémicas dentro vs fuera de las tres redes de reservas en Extremadura se muestran en la Tabla 4.5 y 4.6. El resultado global es que la riqueza media de especies amenazadas es superior en el interior de cualquiera de las redes de reservas de Extremadura y que la riqueza media de especies endémicas – para todos los grupos faunísticos con datos disponibles– es superior en el interior de cualquiera de las redes de reservas de Extremadura.

| REDES | GRUPOS | U de Mann-Whitney | Z | P | N (0) | Media(0) | N (1) | Media (1) |
|--------|--------------|-------------------|--------------|--------------|------------|--------------|------------|--------------|
| RAPEX | Total | 9,967.50 | -6.45 | 0.000 | 83 | 2.063 | 434 | 3.806 |
| NATURA | Total | 10,719.50 | -6.49 | 0.000 | 89 | 2.105 | 428 | 3.821 |
| RENPEX | Total | 19,485.50 | -3.69 | 0.000 | 389 | 3.298 | 128 | 4.217 |

Tabla 4.5. Test de comparación de riqueza media de especies amenazadas entre las cuadrículas incluidas en reservas –para un umbral de representación superior al uno por mil– y las excluidas. Se ha utilizado la riqueza regional estimada en cuadrículas UTM de 10 km. En ausencia de Lepidópteros, los Odonatos son el único grupo de invertebrados analizado.

| REDES | GRUPOS | U de Mann-Whitney | Z | P | N (0) | Media(0) | N (1) | Media (1) |
|--------|--------|-------------------|-------|-------|-------|----------|-------|-----------|
| RAPEX | Total | 14,518.00 | -2.81 | 0.005 | 83 | 1.458 | 434 | 2.166 |
| NATURA | Total | 15,785.00 | -2.55 | 0.011 | 89 | 1.518 | 428 | 2.164 |
| RENPEX | Total | 21,701.00 | -2.19 | 0.029 | 389 | 1.954 | 128 | 2.353 |

Tabla 4.6. Test de comparación de riqueza media de especies endémicas entre las cuadrículas incluidas en reservas –para un umbral de representación superior al uno por mil– y las excluidas. Se ha utilizado la riqueza regional estimada en cuadrículas UTM de 10 km. En ausencia de lepidópteros, los odonatos son el único grupo de invertebrados analizado.

El segundo objetivo profundiza en los anteriores resultados planteando si las cuadrículas más especiosas presentan una mayor fracción de su superficie cubierta por las distintas redes de reservas. Los resultados muestran que de forma general las cuadrículas más especiosas tienen una mayor fracción de su superficie cubierta por cualquiera de las redes de reservas analizadas (Tabla 4.7). Esto se cumple de forma general tanto en invertebrados como en vertebrados, con las puntuales excepciones de anfibios en RAPEX y NATURA, y de odonatos en RENPEX.

| Fracción de Cobertura Riqueza de Especies | RAPEX | | NATURA | | RENPEX | |
|--|-------------|----------------|-------------|----------------|-------------|----------------|
| | r | p | r | p | r | p |
| Mamíferos | 0.09 | 0.039 * | 0.10 | 0.018 * | 0.13 | 0.003 * |
| Aves | 0.14 | 0.001 * | 0.17 | 0.000 * | 0.11 | 0.011 * |
| Reptiles | 0.12 | 0.008 * | 0.12 | 0.006 * | 0.12 | 0.006 * |
| Anfibios | 0.06 | 0.201 | 0.06 | 0.164 | 0.11 | 0.014 * |
| Lepidópteros | 0.19 | 0.000 * | 0.22 | 0.000 * | 0.16 | 0.000 * |
| Odonatos | 0.09 | 0.035 * | 0.11 | 0.015 * | 0.06 | 0.204 |
| Vertebrados | 0.14 | 0.001 * | 0.17 | 0.000 * | 0.15 | 0.001 * |
| Invertebrados | 0.18 | 0.000 * | 0.21 | 0.000 * | 0.14 | 0.001 * |
| Total | 0.19 | 0.000 * | 0.21 | 0.000 * | 0.16 | 0.000 * |

Tabla 4.7. Análisis de correlación no paramétrica de Spearman entre la fracción de cuadrículas incluida en las distintas redes de reservas de Extremadura y distintas medidas de riqueza de especies de los grupos taxonómicos analizados. Resultados significativos (*).

Los resultados con especies amenazadas y endémicas muestran que para el conjunto de grupos faunísticos analizado las cuadrículas con mayor fracción de su superficie incluida en redes de reservas tienen más especies amenazadas y endémicas, con independencia de la red considerada (Tabla 4.8 y 4.9). Esta relación se mantiene en vertebrados para todas las redes, pero con matizaciones cuando se desglosan en cada red. Se excluyeron de este análisis aves y odonatos por presentar un único endemismo ibérico en el área de estudio, lo que rinde datos dicotómicos inadecuados para un análisis de Spearman.

| Fracción de Cobertura Riqueza de Especies | RAPEX | | NATURA | | RENPEX | |
|--|-------|---------|--------|---------|--------|---------|
| | r | p | r | p | r | p |
| Total Amenazadas | 0.25 | 0.000 * | 0.27 | 0.000 * | 0.18 | 0.000 * |
| Total Endémicas | 0.11 | 0.009 * | 0.12 | 0.007 * | 0.12 | 0.005 * |

Tabla 4.8. Análisis de correlación no paramétrica de Spearman entre la fracción de cuadrículas incluida en las distintas redes de reservas de Extremadura y la riqueza de especies amenazadas y endémicas de vertebrados e invertebrados; en ausencia de lepidópteros, los odonatos son el único grupo de invertebrados analizado. Resultados significativos (*).

En respuesta al tercer objetivo –medir el funcionamiento de RAPEX en la cobertura de la riqueza de especies mediante su comparación con un modelo nulo– se obtuvo la tasa de acumulación de especies en reservas (Tabla 4.9) junto con su desviación respecto a la esperada de redes de reservas al azar (Tablas 4.10 y 4.11). Las pendientes de tales regresiones revelan, tanto en el conjunto de especies analizadas como en cada grupo taxonómico individual, una positiva tasa de acumulación de especies en las reservas extremeñas. Dicha tasa es particularmente elevada en las especies amenazadas y endémicas (Tabla 4.9).

| Grupo Taxonómico | Número de Especies | | Número de Amenazadas | | Número de Endémicas | |
|---------------------|--------------------|--------------|----------------------|--------------|---------------------|--------------|
| | Constante | Pendiente | Constante | Pendiente | Constante | Pendiente |
| Mamíferos | 0,530 | 0,619 | 0,018 | 1,338 | 0,057 | 1,197 |
| Aves | 1,429 | 0,256 | 0,393 | 0,593 | 0,004 | 1,283 |
| Reptiles | 0,421 | 0,673 | 0,002 | 1,247 | 0,054 | 1,104 |
| Anfibios | 0,379 | 0,672 | 0,047 | 1,258 | 0,160 | 0,929 |
| Lepidópteros | 1,181 | 0,297 | - | - | - | - |
| Odonatos | 0,744 | 0,476 | 0,009 | 1,317 | 0,018 | 1,304 |
| Todos | 1,699 | 0,229 | 0,440 | 0,563 | 0,267 | 0,774 |

Tabla 4.9. Valores de la constante y pendiente de análisis de regresión lineal entre el número de especies citado en la región de Extremadura y el número de especies representadas en el sistema de reservas. Análisis realizado con cada grupo taxonómico y con su conjunto (Todos) para el número de especies absoluto, el número de especies amenazadas y el número de especies endémicas de la Península Ibérica. En todos los modelos los coeficientes difieren significativamente de cero ($P < 0,01$).

Comparadas con un modelo nulo, las tasas de acumulación de especies absoluta y de especies amenazadas son superiores de forma significativa, y superiores de forma marginalmente significativa las endémicas (Tabla 4.10). Los resultados de igual análisis rinden en cada grupo taxonómico similares resultados significativos (marginalmente en reptiles), salvo en anfibios cuya tasa de acumulación de especies en reservas no difiere del modelo nulo (Tabla 4.11).

| Número de Especies | Constante actual | Constante simulada | P | Pendiente actual | Pendiente simulada | P |
|--------------------|------------------|--------------------|-------|------------------|--------------------|-------|
| Absoluto | 1,699 | 1,775 | >0,05 | 0,229 | 0,182 | <0,01 |
| Amenazadas | 0,440 | 0,484 | >0,05 | 0,563 | 0,488 | <0,01 |
| Endémicas | 0,267 | 0,291 | >0,05 | 0,7741 | 0,776 | =0,07 |

Tabla 4.10. Constante y pendiente de regresiones lineales entre el número total de especies en Extremadura (absoluto, amenazadas y endémicas) y el número de especies representadas en el sistema de reservas definido por una fracción de cobertura superior al uno por mil. Se comparan los resultados de la red actual de áreas protegidas (*actual*) con un modelo nulo producto de 1000 redes simuladas al azar (*simulada*). Nivel de significación de los coeficientes de regresión obtenido mediante test de permutación.

| Grupo Taxonómico | Constante actual | Constante simulada | P | Pendiente actual | Pendiente simulada | P |
|------------------|------------------|--------------------|-------|------------------|--------------------|------------|
| Mamíferos | 0,530 | 0,570 | >0,05 | 0,619 | 0,588 | * <0,01 |
| Aves | 1,429 | 1,484 | >0,05 | 0,256 | 0,233 | * <0,01 |
| Reptiles | 0,421 | 0,451 | >0,05 | 0,673 | 0,677 | (*) =0,07 |
| Anfibios | 0,379 | 0,395 | >0,05 | 0,672 | 0,687 | n.s. =0,21 |
| Lepidópteros | 1,181 | 1,241 | >0,05 | 0,297 | 0,256 | * <0,01 |
| Odonatos | 0,744 | 0,786 | >0,05 | 0,476 | 0,438 | * <0,01 |

Tabla 4.11. Constante y pendiente de regresiones lineales entre el número total de especies por grupo taxonómico en Extremadura (absoluto, amenazadas y endémicas) y el número de especies representadas en el sistema de reservas definido por una fracción de cobertura superior al uno por mil. Se comparan los resultados de la red actual de áreas protegidas (*actual*) con un modelo nulo producto de 1000 redes simuladas al azar (*simulada*). Nivel de significación de los coeficientes de regresión obtenido mediante test de permutación.

Los resultados del cuarto y último objetivo permitieron obtener una medida de la eficiencia de RAPEX en la representación de especies basada en la forma de las curvas de acumulación de especies (Figuras 4.4 y 4.5).

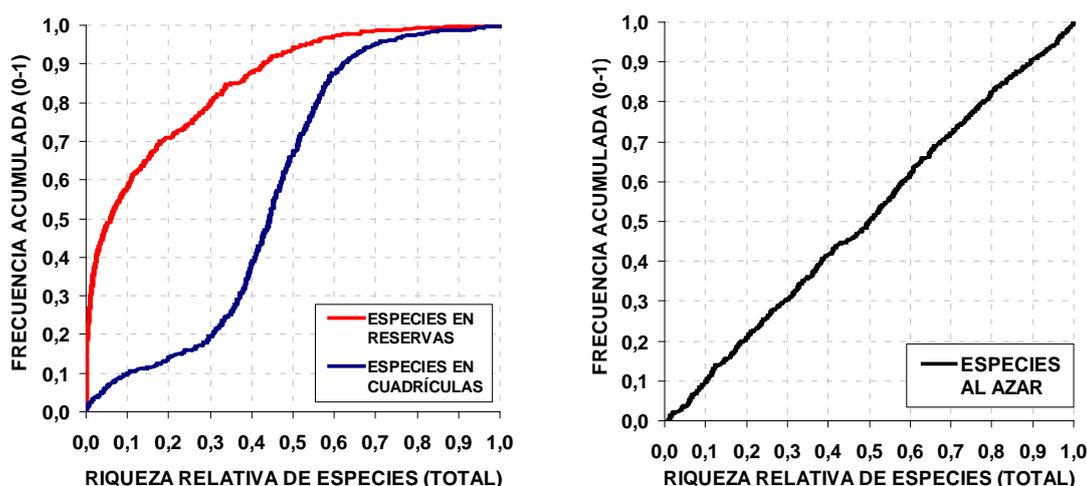
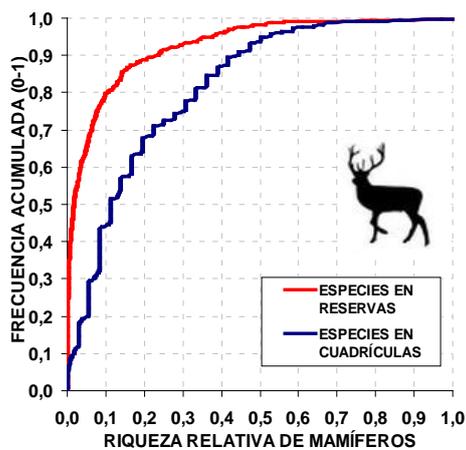
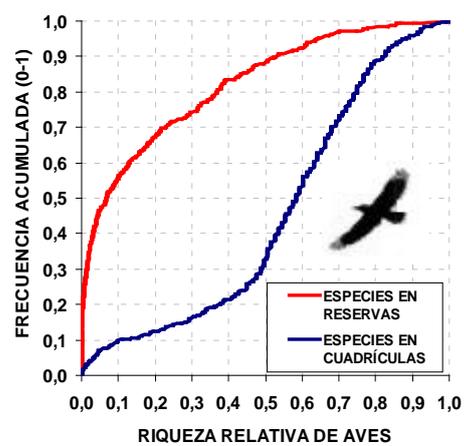


Fig. 4.4. Curvas de acumulación de especies en cuadrículas (izquierda, azul) y en reservas (izquierda, rojo); a efectos comparativos a la derecha se muestra una curva de acumulación de especies resultado de una distribución de riqueza al azar.

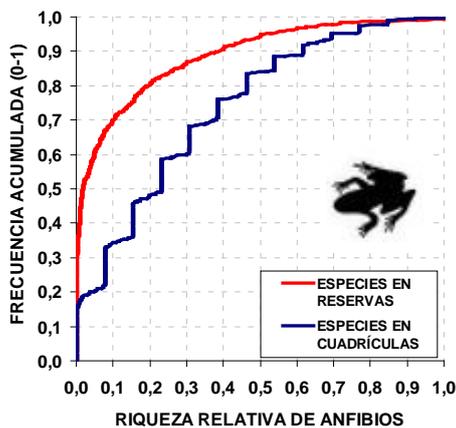
Los resultados de las curvas de acumulación de especies muestran que las cuadrículas incluidas en la red de áreas protegidas representan a la riqueza de especies a una tasa claramente superior comparada con el conjunto de cuadrículas del área de estudio. La red de áreas protegidas muestra a una mayor tasa las especies más raras (*i.e.*, de rangos restringidos), para converger a una tasa más similar en las especies más comunes (*i.e.*, de rangos amplios). Además, la forma óptima (función logarítmica) señala que la representación de especies en reservas se hace de forma eficiente (Figura 4.4). Similares resultados se reproducen en todos los grupos de vertebrados e invertebrados analizados (Figura 4.5).



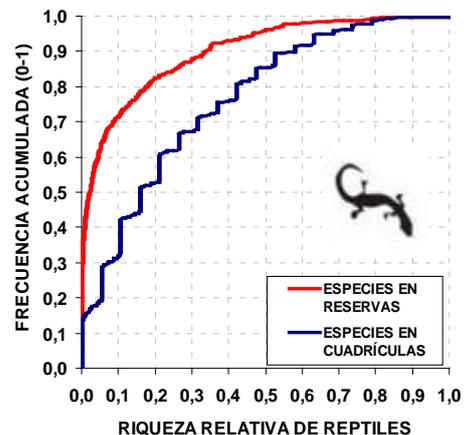
(a)



(b)



(c)



(d)

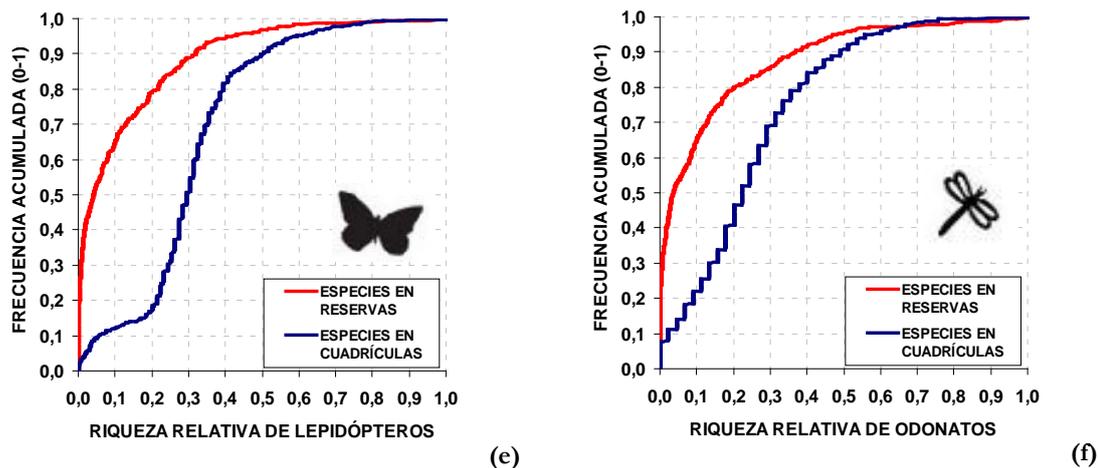


Fig. 4.5. Curvas de acumulación de cada grupo taxonómico: a) mamíferos, b) aves, c) anfibios, d) reptiles, e) lepidópteros y f) odonatos en cuadrículas fuera (azul) y dentro (rojo) de reservas.

DISCUSIÓN

Este apartado del estudio proporciona, en el contexto de esta memoria, una segunda evaluación global del funcionamiento de la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX), esta vez no basada en la distribución de las especies sino de la de patrones de riqueza de especies. Aunque las áreas con mayor número de especies no son necesariamente las más eficientes en obtener la máxima representación de la diversidad biológica en reservas (Pimm y Lawton, 1998; Reid, 1998; Lobo & Araújo, 2003), la riqueza de especies sí contribuye de forma relevante en este sentido, y es en general un valor a tener en cuenta para la conservación de un área. Por ello, es frecuentemente utilizada para marcar objetivos de conservación (Prendergast *et al.*, 1999; Meir *et al.*, 2004; Fleishman *et al.*, 2006; Maiorano *et al.*, 2007). Los seis grupos taxonómicos (aves, mamíferos, reptiles, anfibios, lepidópteros y odonatos) con datos disponibles en el área de estudio sumaron 508 especies y mostraron una distribución geográfica amplia en la región de Extremadura.

Esta amplia distribución es reflejo de la variedad y heterogénea disponibilidad de hábitats presentes en la región. El número de especies incluidas en este estudio regional es comparable a otros con una extensión geográfica mucho más amplia, como Portugal (Araújo, 1999), Iberia (Rey y De la Montaña 2003; Araújo *et al.*, 2007) o Italia (Maiorano *et al.*, 2007). Un total de 36 especies se encuentran amenazadas según la clasificación regional, mientras que 20 especies son endemismos ibéricos. Otros estudios comparan también el funcionamiento, incluyendo igual área y especies, de diferentes redes de áreas protegidas (Maiorano *et al.*, 2007, 2015; De la Montaña 2011; López-López *et al.*, 2011; Verovnik *et al.*, 2011; Assunção-Albuquerque *et al.*, 2012; Díaz Gómez *et al.*, 2013;

Abellán & Sánchez-Fernández, 2015), mientras que otras valoraciones se concentran en sólo una de ellas (Araújo, 1999; Rey y De la Montaña 2003; Araújo *et al.*, 2007; Maiorano *et al.*, 2007; Catullo *et al.*, 2008; Ramírez-Acosta *et al.*, 2012).

En comparación con las áreas no protegidas, el interior de cualquiera de las tres redes de reservas analizadas incluyó un mayor número total de especies así como de especies amenazadas o endémicas. Tales resultados se reprodujeron en cada combinación de grupo taxonómico y red, con la única excepción de que en RENPEX no se encontró una mayor riqueza media de especies de aves ni odonatos, pero sí en Red Natura 2000 y por tanto en RAPEX. Además, las áreas con mayor riqueza de especies recibieron una mayor cobertura por cualquiera de las tres redes, tanto en términos absolutos como de especies amenazadas o endémicas (los anfibios mantuvieron esta relación exclusivamente en RENPEX, pero no los odonatos); estudios en otras áreas no dieron resultados tan favorables, por ejemplo en Italia (Maiorano *et al.*, 2007).

Por tanto, los resultados de valoración de la actual Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) con criterios de riqueza de especies (presente capítulo) concuerdan con los basados en criterios de especies (capítulo anterior). La red ofrece con toda claridad una mayor cobertura a las áreas más especiosas de la región, tanto si se utilizan criterios cuantitativos (riqueza absoluta) como cualitativos (riqueza de especies amenazadas y endémicas). De sus dos redes constituyentes la mayor aportación la realiza Red Natura 2000, lo cual es de esperar considerando su mayor tamaño relativo a RENPEX que, no obstante, contribuye de forma singular e independiente. Otros estudios muestran que no se puede generalizar entre distintos grupos taxonómicos, áreas protegidas o escalas. A escala global, el porcentaje de áreas prioritarias por su riqueza cubierto por espacios protegidos fue del 19% (Jenkins *et al.*, 2013). En Europa, Albuquerque *et al.*, (2013) encontraron una escasa asociación entre los patrones de riqueza de especies de aves y la distribución geográfica de las ZEPA; mientras que en Italia, Maiorano *et al.*, (2007) sí la hallaron. Análisis realizados con espacios protegidos del sureste asiático (Catullo *et al.*, 2008) y el bosque atlántico brasileño (De Albuquerque *et al.*, 2011) utilizando criterios de riqueza de especies de mamíferos, indicaron que en el primer caso las áreas protegidas existentes son inadecuadas para asegurar la conservación de mamíferos en toda la región, mientras que en el segundo la diversidad de mamíferos se encuentra bien representada en la red de áreas protegidas en general. De la Montaña *et al.*, (2011) encontraron similarmente una mejor representación de *áreas prioritarias* en la Red Natura 2000 que en espacios protegidos a escala regional en Castilla-La Mancha; utilizaron vertebrados y criterios de riqueza, rareza y vulnerabilidad

más un índice combinado. Otros estudios a escala nacional con criterios de riqueza de especies invertebradas, valorando la Red Natura 2000 (Zografau *et al.*, 2009; Verovnik *et al.*, 2011), obtuvieron resultados similares del buen funcionamiento de las áreas protegidas en la representación de las zonas con mayor diversidad absoluta y amenazada en general de estas especies invertebradas.

Las áreas protegidas acumularon especies –incluyendo amenazadas y endémicas– a una tasa significativamente positiva, superior a lo esperado de diseños no basados en criterios de biodiversidad, superior al conjunto del territorio extremeño y de manera muy eficiente (óptima). Similares resultados positivos se han obtenido en según qué grupos taxonómicos y redes en otros estudios, por ejemplo en entornos comparables de penínsulas mediterráneas como la de Baja California (Ramírez-Acosta *et al.*, 2012) o Iberia (Araújo *et al.*, 2007). Ello revela que, aunque el criterio original para la selección de áreas protegidas no fuera explícitamente la riqueza de especies, las redes resultantes sí pueden dar cobertura a las áreas más especiosas. Este ha sido el caso de RAPEX, cuya cobertura de las áreas más especiosas tendría su origen en el efecto paraguas (Larsen *et al.*, 2008) de criterios de selección de lugares basados en la distribución de especies de fauna y flora y de hábitats, y no de la consideración explícita de la acumulación de especies (Araújo *et al.*, 2004).

Una excepción sorprendente fue el caso de los herpetos, pues la tasa de acumulación de especies de anfibios y reptiles en áreas protegidas aunque elevada no difirió del azar. Estos grupos tienen algunas particularidades en el área de estudio: (1) sesgo taxonómico de diseño, pues los reptiles apenas contribuyeron como criterio de diseño de las áreas protegidas, en comparación con otros grupos taxonómicos, y los anfibios nada en absoluto (Anexo II, Directiva 92/43/CEE); (2) baja riqueza, pues reptiles y anfibios tienen comparativamente un bajo número de especies en Extremadura (25 y 16, respectivamente); (3) un relativamente homogéneo reparto geográfico de las áreas más especiosas (este capítulo), en el que la ocupación de hábitats dispersos (*e.g.*, arroyos y charcas en anfibios; López-López *et al.*, 2011) pudiera explicar este patrón espacial de riqueza; (4) todas sus especies están incluidas, y representadas en grado notable, en las áreas protegidas (resultados de representación del capítulo anterior en el rango 47-100% para un umbral del 10%). Se puede concluir que los herpetos habrían ingresado en la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) más en proporción a su distribución geográfica que de forma intencionada. Ello ha resultado no obstante en un buen nivel de representación en áreas protegidas, debido probablemente al efecto paraguas (Larsen *et al.*, 2008) de los grupos taxonómicos y hábitats que dominaron los criterios de diseño. Por las mismas razones, otros diseños de similar tamaño y escasa

atención al grupo podrían tener resultados de representación comparables. Las características baja riqueza y distribución geográfica relativamente regular de los herpetos explicaría estos resultados, aunque también otros factores podrían estar relacionados con los resultados similares de otros autores que valoraron anfibios y/o reptiles en áreas protegidas que van desde esta escala regional a la ibérica (Lobo y Araújo, 2003; Rey *et al.*, 2003; Araújo *et al.*, 2007; De la Montaña *et al.*, 2007), la nacional (Maiorano *et al.*, 2006; Luo *et al.*, 2015), la europea (Maiorano *et al.*, 2013; Abellán & Sánchez-Fernández, 2015) y hasta la global (Rodrigues *et al.*, 2004a,b; Cantú-Salazar *et al.*, 2013; Nori *et al.*, 2015).

Además de efectiva, la red extremeña demostró ser eficiente. La eficiencia es una característica muy deseable en el diseño de reservas (Pressey & Nicholls, 1989), del que se espera el mayor beneficio de las inversiones en conservación. No siempre es este el caso, como pueden ser las áreas protegidas ibéricas que aunque más o menos eficaces para según qué grupos taxonómicos (Lobo y Araújo, 2003; Rey *et al.*, 2003; Araújo *et al.*, 2007; Sánchez-Fernández *et al.*, 2008; Hernández-Manrique *et al.*, 2012), resultaron claramente ineficientes en una reciente valoración (Araújo *et al.*, 2007). En el área de estudio por el contrario, la eficiencia de la red extremeña quedó patente no sólo en el conjunto de especies analizadas, sino también en cada grupo taxonómico por separado. En conjunto, los resultados demuestran que los actuales límites de RAPEX proporcionan una cobertura efectiva y eficiente de las zonas más especiosas. La red ofrece mayor cobertura a los lugares con mayor número de especies, objetivo que cumple de manera eficiente en la superficie designada a tal fin. Estudios complementarios serán necesarios para evaluar la aportación de la red de áreas protegidas para conservar el resto de componentes de la biodiversidad no considerados en este estudio, como podrían ser la representación de especies no animales, de invertebrados distintos de los insectos estudiados aquí, e incluso de otros organismos como los estrictamente acuáticos (*e.g.*, Nel *et al.*, 2009; Hermoso *et al.*, 2015).

CAPÍTULO 5. LOS PUNTOS CALIENTES EN LA EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS

INTRODUCCIÓN

Originalmente, el concepto de punto caliente hace referencia a zonas geográficas en las cuales hay una especial concentración de un elemento de interés en conservación que está amenazado. Concretamente, el término punto caliente de biodiversidad (*hotspot*), fue creado por Myers (1989, 1990) cuando identificó por primera vez 18 regiones geográficas que contenían un gran número de especies endémicas distribuidas geográficamente en áreas relativamente pequeñas, que por encontrarse muy amenazadas las consideró como áreas prioritarias de conservación. Por tanto, el principal objetivo por el que se definieron estos puntos calientes de biodiversidad (*hotspots*) fue el evitar la extinción de un mayor número de especies mediante la protección de áreas relativamente reducidas. Siendo esta definición de gran relevancia, ha sido utilizada por otros autores en numerosos estudios (Reid, 1998) hasta la actualidad, en los cuales, la cobertura de los puntos calientes de biodiversidad han contribuido en medida muy notable a la conservación del conjunto – aun cuando no garantizan una cobertura exhaustiva de las especies–, por lo que se trata de un criterio de diseño de reservas de gran utilidad (Tuví *et al.*, 2011). El término ha sido utilizado subsiguientemente en el sentido de incluir un porcentaje superior (de valor arbitrario) de áreas de excepcional riqueza o numerosas especies de rango restringido (Araújo, 1999).

En este sentido, los puntos calientes son considerados como un indicador de riqueza biológica e identificador de ecoregiones terrestres críticamente en peligro de extinción (Mittermeier *et al.*, 1999). En este estudio en particular, utilizaremos los puntos calientes de biodiversidad (*hotspots*) como las zonas geográficas que contienen una mayor riqueza de especies tanto en términos absolutos como de especies amenazadas o endémicas (Balmford, 1998; Reid, 1998), aspectos considerados de la mayor importancia para la conservación de la biodiversidad amenazada mundial (Reid, 1998). Coincidiendo con Myers (1990), Mittermeier *et al.*, (1999) determinaron que en el medio terrestre los puntos calientes se utilizan como una prioridad fundamental para la conservación global de la biodiversidad a través de las reservas, debido a que un gran número de especies en términos absolutos, de especies amenazadas o de especies endémicas de una región podrían ser protegidas dentro de un área relativamente pequeña (Myers *et al.*, 2000). Myers *et al.*, (2000) identificaron 25 puntos calientes de vertebrados terrestres y plantas vasculares a nivel global. Uno de ellos es la cuenca mediterránea, representando un 38,3% de puntos calientes en áreas protegidas a nivel

mundial, la cual incluye el sur de la península ibérica. Considerar a la cuenca mediterránea como un único punto caliente de biodiversidad es complicado si se consideran las diferencias biogeográficas que la caracterizan (López-López *et al.*, 2011), por lo que otros autores han considerado interesante realizar estudios de extensiones menores, concretamente la península ibérica, teniendo en cuenta los puntos calientes y la distribución de diferentes taxones vertebrados terrestres (Araújo 1999; Lobo y Araújo, 2003; Rey- *et al.*, 2006) e invertebrados (Sánchez-Fernández *et al.*, 2008). Esta extensión ibérica sigue siendo amplia si lo que se quiere evaluar es el estado de conservación de los puntos calientes de biodiversidad a una resolución más detallada (López-López *et al.*, 2011), pues los datos disponibles tienen menor resolución cuanto mayor es la extensión del área de estudio. Resoluciones menores pueden provocar errores de comisión por citar especies en áreas en las que realmente no se encuentren presentes (Catullo *et al.*, 2008), distorsionando con ello los resultados obtenidos.

Aunque la península ibérica sea considerada una prioridad en la conservación europea (López-López *et al.*, 2011), son pocos los estudios disponibles a escala regional (Estrada *et al.*, 2008, 2011) y ninguno que evalúe particularmente el funcionamiento del conjunto de la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX). Siendo habitual además que las valoraciones se centren en sólo una de las redes constituyentes: Red Natura 2000 (López-López *et al.*, 2011) o Red de Áreas Protegidas de Andalucía (RENPA) (Estrada *et al.*, 2008). Dado que el criterio de punto caliente de biodiversidad no formó parte del prolongado y desigual proceso de diseño de delimitación de la actual RAPEX, resulta de gran interés evaluar en qué medida la red extremeña da cobertura a las áreas de máxima riqueza de la región, los lugares con máximo interés en conservación. En el contexto de la presente memoria, en el presente capítulo se utilizaron los puntos calientes de biodiversidad como un criterio adicional pero con relevancia propia para evaluar el grado de cobertura de la biodiversidad por las distintas redes de reservas de la región de Extremadura, conjunta y separadamente. Se particularizó no sólo en el máximo número de especie absoluto, sino también en los máximos de especies amenazadas y endémicas cuya vulnerabilidad las hace relevantes para evaluar el diseño de una red de reservas (Reid, 1998). En la delimitación de tales puntos calientes a una escala regional, se persigue que sean identificados como sitios que contengan apreciablemente más especies que el conjunto regional ya sea por riqueza de especies absoluta, riqueza de especies amenazadas o riqueza de especies endémicas. El análisis incluirá conjuntamente todos los grupos biológicos terrestres estudiados, pues su perspectiva es general, mientras que es de esperar que cada grupo taxonómico revelara diferencias inter-grupo (Estrada *et al.*, 2011) que no serán objeto de estudio aquí. Concretamente, los objetivos perseguidos en el presente estudio fueron los siguientes:

Objetivo 1. Delimitar cartográficamente los puntos calientes de biodiversidad, es decir, las áreas que incluyen la máxima concentración de especies biológicas, tanto en términos absolutos como de especies amenazadas y endémicas. Tales áreas serán elementos de conservación de interés para la evaluación de redes de reservas.

Objetivo 2. Cuantificar el nivel de representación de los puntos calientes de riqueza absoluta, amenazada y endémica en RAPEX, y evaluar el funcionamiento de cada una de las redes que la componen por separado (*i.e.*, RENPEX y Red Natura 2000). El nivel de representación es una medida del funcionamiento de una red de reservas en la cobertura de un elemento de conservación.

Objetivo 3. Evaluar el funcionamiento de RAPEX en la cobertura de puntos calientes de biodiversidad mediante su comparación con un modelo nulo generado mediante simulaciones basadas en permutaciones.

Objetivo 4. Analizar el efecto de la escala en los anteriores resultados mediante la replicación de los análisis para distintos umbrales de representación (UR), *i.e.*, fracción de cuadrícula mínima para considerarla incluida en una reserva.

MATERIALES Y MÉTODOS

Delimitación de los puntos calientes de biodiversidad

La identificación de los puntos calientes de biodiversidad se ha afrontado con métodos muy diversos, pues se trata de una materia compleja en la que han participado datos, definiciones y objetivos variados que no han convergido en un consenso en la comunidad científica. Es por ello que se realizó una revisión bibliográfica (ver resumen en Tabla 5.1) para determinar la metodología más adecuada que permita delimitar puntos calientes de biodiversidad de manera objetiva. Con un resultado que esté claramente definido a efectos de su identificación como áreas geográficas prioritarias para la conservación de la biodiversidad. Considerando estos y otros estudios, la identificación de cuadrículas como puntos calientes de riqueza absoluta, amenazada y endémica se realizó utilizando un análisis de sensibilidad basado en la distribución de la fracción de especies que representa cada cuadrícula del conjunto de especies regional.

El objetivo fue identificar cuadrículas con la más alta representación de especies, lo que implica diferenciarlas del resto de cuadrículas más o menos especiosas. Subyace al concepto de punto caliente (o área de elevada biodiversidad) su singularidad geográfica, puesto que una extensión espacial generalizada diluye su identidad hasta hacerla desaparecer. El hecho de que la fracción de especies por cuadrícula resulte en un continuo gradiente numérico hace necesario establecer un punto de corte definido, por encima del cual estarán las cuadrículas clasificables como puntos calientes y bajo el cual se excluirán las demás. Distintos métodos se han propuesto para tal fin, pero ninguna aproximación deja de apoyarse en decisiones más o menos arbitrarias o *ad hoc* (e.g., Araújo, 1999; Rey y De la Montaña, 2003; Bartolino *et al.*, 2011; Cayuela *et al.*, 2011), generalmente basadas en la proporción de superficie destinada a la conservación. Las soluciones geoestadísticas implican puntos de corte también arbitrarios (e.g., Nelson & Boots, 2008), *i.e.*, no necesariamente asociados a los procesos biológicos que conducen a la acumulación de especies; por este motivo no fueron utilizados. Es por ello que en este estudio se estableció una secuencia de puntos de corte arbitrarios (0, 5, 10, 25, 33, y 50%) y se realizó un análisis de sensibilidad de la variación de resultados (número y distribución espacial de puntos calientes).

| Referencia | Región | Resolución | Tipo de Áreas Protegidas | Criterio para la asignación de Punto Caliente | Grupos taxonómicos | Métodos |
|--------------------------------------|------------------------------|---|--|--|--|---|
| Rey & De la Montaña (2003) | España peninsular y Baleares | 50 x 50 km | Áreas Protegidas Nacionales | 15% superior de riqueza, rareza, vulnerabilidad e índice combinado de biodiversidad y índice estandarizado de biodiversidad | Anfibios, Reptiles, Aves reproductoras y Mamíferos | Creación de índices, relación entre grupos taxonómicos por correlación, y relación de la biodiversidad con las áreas protegidas mediante tablas de contingencia |
| De Klerk <i>et al.</i> , (2004) | África subsahariana | 1 x 1 celdas | Áreas Protegidas Nacionales | 10%, 25%, 33% y 50% de límite cubierto | Aves afrotropicales | Presencia de los registros por muestreo |
| Fjeldsa <i>et al.</i> , (2004) | África subsahariana | 1 x 1 celdas | Áreas Protegidas Nacionales | 5%, 10%, 25%, 33% y 50% de límite cubierto | Mamíferos | Presencia de los registros por muestreo |
| Burgess <i>et al.</i> , (2005) | África subsahariana | 1 x 1 celdas | Áreas Protegidas Nacionales y Bosques como áreas de conservación | 10%, 25%, 33% y 50% de límite cubierto | Plantas | Presencia/ausencia de mapas de distribución |
| Araújo <i>et al.</i> , (2007) | Península Ibérica | 50 x 50 km | Áreas Protegidas Nacionales | 2%, 5%, 10% y 20% de límite cubierto | Anfibios, reptiles, aves, mamíferos y plantas | Presencia de los registros por muestreo |
| Bartolino <i>et al.</i> , (2011) | Península Italiana | 2 x 2 km en el caso de los peces 10 km en el caso de los vertebrados | Áreas Protegidas | Riqueza de especies. Método global espacial: los valores más altos del 5, 10 y 15% respectivamente. Método local espacial: Las celdas con Moran + y $P < 0.01$. Método local parcial: Las celdas superiores a 5% de Getis´. | Peces Vertebrados terrestres | Curvas de Acumulación de especies o Distribución de Frecuencia Relativa Acumulada (CRFD) Identificar Hotspots: Moran´s y Getis´ |
| López-López <i>et al.</i> , (2011) | Península Ibérica | de 10 x 10 km a 100 x 100 m | Red Natura 2000 | Riqueza de especies, vulnerabilidad y endemidad | Anfibios, Aves reproductoras, Mamíferos y Reptiles | Modelos de Distribución Deductivos. Curvas de Acumulación de especies o Distribución de Frecuencia Relativa Acumulada (CRFD) |
| De la Montaña <i>et al.</i> , (2011) | Castilla-La Mancha | 10 x 10 km | Red Natura 2000 | Conjunto de cuadrículas en orden de mayor valor de índices de diversidad hasta completar todas las especies y todas las especies amenazadas. | Anfibios, Reptiles, Aves reproductoras y Mamíferos | Índices de riqueza, rareza y vulnerabilidad, índice combinado e índice estandarizado. Áreas prioritarias y áreas de conectividad. |

Tabla 5.1. Revisión bibliográfica de diferentes artículos científicos publicados hasta el momento en los cuales se desarrollan diferentes metodologías para la delimitación de puntos calientes de biodiversidad..

| Grupos biológicos | Análisis de sensibilidad | | |
|-------------------|--------------------------|-----------|----------|
| | Absoluta | Amenazada | Endémica |
| Mamíferos | x | x | x |
| Aves | x | x | x |
| Reptiles | x | x | x |
| Anfibios | x | x | x |
| Lepidópteros | x | - | - |
| Odonatos | x | x | x |

Tabla 5.2. Resumen de los datos disponibles de los grupos biológicos utilizados en los diferentes Análisis de sensibilidad.

El criterio de selección de puntos calientes se basó en delimitar un punto de inflexión en la distribución de número de cuadrículas por fracción de especies respecto al total, definido como el mínimo punto de corte que no resultara en un incremento sensible en el número de cuadrículas clasificables como tales. Más allá de este punto de inflexión donde el número de cuadrículas crece exponencialmente, la clasificación de puntos calientes perdería su sentido *–i.e.,* lugares destacables por su elevada riqueza respecto a un entorno de nivel claramente menor en términos comparativos—. Otros autores siguen aproximaciones alternativas en las que se combinan puntuaciones ponderadas dentro de los elementos de conservación (*e.g.*, taxones, puntos calientes) basadas en criterios como la amenaza (Rodrigues *et al.*, 2004a; Estrada *et al.*, 2011) y la endemidad, y entre los elementos estandarizando utilizando índices entre taxones y tipos de puntos calientes (Rey y De la Montaña, 2003 [pero ver críticas en Real *et al.*, 2006b]; Estrada *et al.*, 2011). Dado que tales índices suponen decisiones sobre ponderaciones y estandarizaciones, si bien razonables no exentas de un grado de arbitrariedad, en el presente estudio se utilizaron directamente los tres tipos de puntos calientes antes descritos evitando hacer posteriores suposiciones o valoraciones.

Nivel de representación

Para valorar el nivel de representación de puntos calientes en las áreas protegidas, se utilizó el índice de representación (IR) de Alagador *et al.*, (2011) con las cuadrículas de puntos calientes y las distintas redes de reservas. Este índice ofrece una estima probabilística del grado de inclusión de un elemento de conservación en una red de áreas protegidas dividida en cuadrículas, promediado para el conjunto de cuadrículas; es una medida del nivel de representación útil tanto para datos binarios como continuos. Se calcula mediante la siguiente fórmula (Alagador *et al.*, 2011), que resulta de la

fracción obtenida del sumatorio de presencias de cada punto caliente en áreas protegidas – corregida por la fracción de cobertura en cuadrículas – dividida por el sumatorio de presencias en todas las cuadrículas analizadas estén o no en áreas protegidas:

$$IR = \frac{\sum_{i=1}^N f(r_i) \cdot g(s_i)}{\sum_{i=1}^N g(s_i)}$$

donde N es el número de cuadrículas, i en el área de estudio, r_i es la fracción de cuadrícula i protegida, s_i es la presencia de puntos calientes. La elección de f y g determina la aproximación particular utilizada para cuantificar la inclusión de puntos calientes en áreas protegidas: continua (datos continuos de espacios y puntos calientes), un umbral (datos de puntos calientes continuos y de espacios dicotomizados) o dos umbrales (datos de espacios y puntos calientes dicotomizados).

La medida del índice de representación de puntos calientes en áreas protegidas se basó en el enfoque de dos umbrales definido por Alagador *et al.*, (2011), pues para analizar espacios con datos de puntos calientes en cuadrículas son necesarias consideraciones respecto a umbrales de representación. En este caso el umbral de representación (UR) es la mínima fracción de cobertura de cuadrículas por una red de áreas protegidas para considerar el elemento de conservación incluido en dicha red. Considerando la incertidumbre en la representación de puntos calientes derivada de la diferencia de escala entre los datos de los puntos calientes y los espacios, se repitió el cálculo para un amplio rango de umbrales de representación arbitrarios (0%, 5%, 10%, 25%, 33%, 50%). Los índices de representación de los puntos calientes en la red de áreas protegidas para cada umbral de representación dado se calcularon de la forma descrita –que asume un umbral de representación del 0%– con la diferencia de que en cada umbral de representación subsiguiente se filtraron (*i.e.*, excluyeron) las cuadrículas cuya fracción de cobertura no iguale o supere dicho umbral (*i.e.*, el 5% o el 10%, etc.). En tales cuadrículas se supone una cobertura nula, no contabilizando los puntos calientes allí citados en sus respectivos índices de representación para la red de áreas protegidas evaluada bajo ese umbral de representación.

Test de permutación

Para comparar la representación de puntos calientes en la red de áreas protegidas actual con un modelo nulo comparable en tamaño y distribución de valores de cobertura se utilizó un test de permutación. Este consiste en permutar aleatoriamente (*i.e.*, reordenar al azar) la fracción real de cobertura de las cuadrículas entre todas las cuadrículas, y calcular los índices de representación de puntos calientes. Este proceso se repitió en 1000 ocasiones (Lobo & Araújo, 2003; Araújo, 2004; Alagador *et al.*, 2011) para cada umbral de representación arbitrario de 0-5-10-25-33-50%. La mejora respecto a permutaciones aleatorias puede ser un método válido para fijar tanto umbrales de representación (UR) (Araújo, 2004) como objetivos de conservación (OC) (Araújo *et al.*, 2007). Se realizó finalmente un test comparando el nivel de representación de puntos calientes en la actual red de áreas protegidas con las soluciones simuladas en el 5% de la cola superior de la distribución de resultados de las 1000 repeticiones. Caso de que la mejor representación esperada de soluciones permutadas al azar sea superada por la solución real, ésta es significativamente mejor con una $P < 0.05$.

En esta prueba hay que tener en cuenta que los conjuntos de redes comparadas (real *vs.* simulada) no deben diferir en tamaño absoluto además de en la distribución de los valores de cobertura de cuadrículas. Diferencias en estas características pueden modificar los resultados de representación al introducir un factor de confusión en la prueba de funcionamiento de la red real. Se utilizaron estadísticos básicos, concretamente la media y desviación estándar, de los índices de representación de los puntos calientes de cada riqueza absoluta, amenazada y endémica; se repitió el cálculo para cada umbral de representación. Se contrastó la variación del índice de representación medio de los puntos calientes de cada riqueza absoluta, amenazada y endémica en las áreas protegidas mediante ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis para cada umbral de representación. Se utilizó como prueba *post hoc* la U de Mann-Whitney para contrastar si existen diferencias entre grupos (ANOVA) y comprobar entre qué grupos (U). Debido al número de pruebas realizado se utilizó un nivel de confianza global $\alpha = 5\%$ mediante la corrección de Dunn-Sidák (Sokal y Rohlf, 1995). Los análisis descritos fueron realizados utilizando los paquetes estadísticos SPSS y Statistica.

RESULTADOS

Delimitación de puntos calientes de riqueza de especies absoluta

Del total de especies citadas en Extremadura ($n=216$), su reparto en las cuadrículas UTM varió ampliamente entre estadísticos básicos y concretamente entre el rango, la media y la desviación estándar. Los resultados para los distintos puntos de corte arbitrarios se muestran en la Fig. 5.1 y 5.2. Como se puede observar, el número de cuadrículas clasificables como puntos calientes se incrementa notablemente a partir del punto de corte del 33%. Es por ello que los puntos calientes de riqueza fueron delimitados mediante este valor.

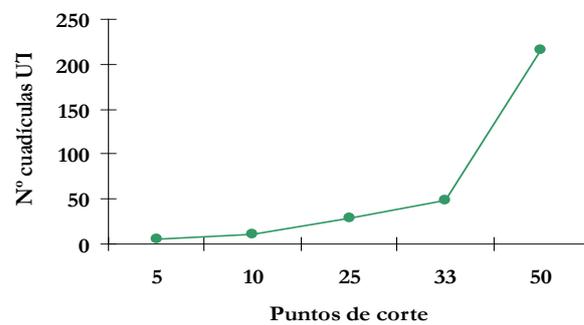


Fig. 5.1. Variación de los puntos calientes de la riqueza absoluta de especies en las cuadrículas UTM de Extremadura en función de los diferentes puntos de corte considerados.

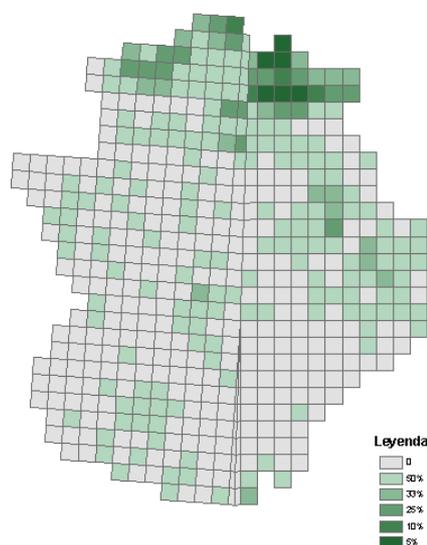


Fig. 5.2. Representación cartografía de los puntos calientes de riqueza de especies absoluta en Extremadura teniendo en cuenta los diferentes puntos de corte.

Delimitación de puntos calientes de riqueza de especies amenazada

Del total de especies citadas en Extremadura (n=79), su reparto en las cuadrículas UTM varió ampliamente entre estadísticos básicos, y concretamente entre el rango, la media y la desviación estándar. Los resultados para los distintos puntos de corte arbitrarios se muestran en la Fig. 5.3 y 5.4. Como se puede observar, el número de cuadrículas clasificables como puntos calientes se incrementa notablemente a partir del punto de corte del 33%. Es por ello que los puntos calientes de riqueza de especies amenazadas (De Klerk *et al.*, 2004; Fjeldsa *et al.*, 2004; Burgess *et al.*, 2005; Araújo *et al.*, 2007; Alagador *et al.*, 2011) fueron delimitados mediante este valor.

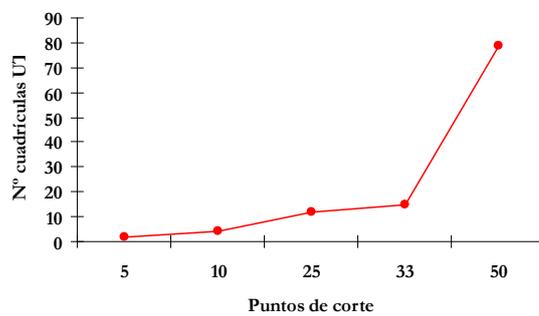


Fig.5.3. Variación de los puntos calientes de la riqueza de especies amenazadas en las cuadrículas UTM de Extremadura en función de los diferentes puntos de corte considerados.

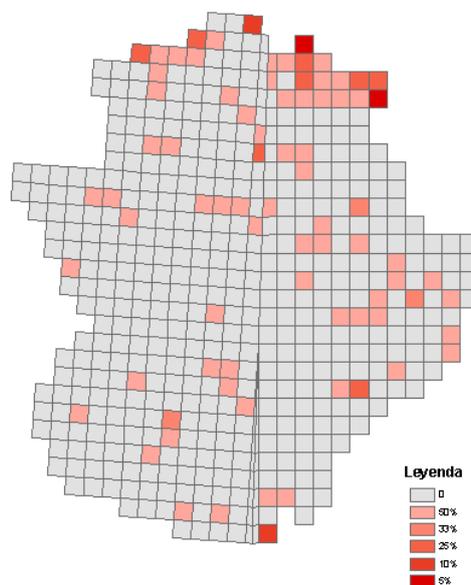


Fig. 5.4. Representación cartografía de los puntos calientes de riqueza de especies amenazadas en Extremadura teniendo en cuenta los diferentes puntos de corte.

Delimitación de puntos calientes de riqueza de especies endémica

Del total de especies citadas en Extremadura ($n=35$), su reparto en las cuadrículas UTM varió ampliamente entre estadísticos básicos, y concretamente entre el rango, la media y la desviación estándar. Los resultados para los distintos puntos de corte arbitrarios se muestran en la Fig. 5.5 y 5.6. Como se puede observar, el número de cuadrículas clasificables como puntos calientes se incrementa notablemente a partir del punto de corte del 33%. Es por ello que los puntos calientes de riqueza de especies endémicas fueron delimitados mediante este valor.

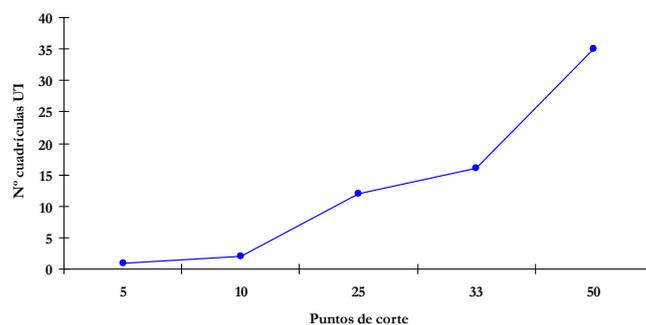


Fig. 5.5. Variación de los puntos calientes de la riqueza de especies endémicas en las cuadrículas UTM de Extremadura en función de los diferentes puntos de corte considerados.

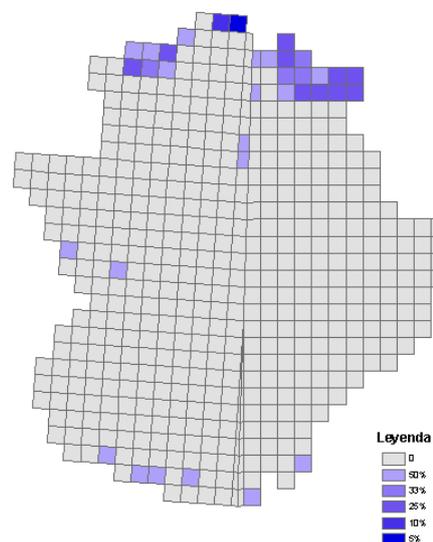


Fig. 5.6. Representación cartográfica de los puntos calientes de riqueza de especies endémicas en Extremadura teniendo en cuenta los diferentes puntos de corte.

Se observa claramente en cada uno de los análisis de sensibilidad realizados para los tres criterios de riqueza absoluta, amenazada y endémica que el punto de corte igual al 33% es a partir del cual existe un punto de inflexión útil para ser elegido como referencia para la delimitación de puntos calientes de biodiversidad. Los resultados gráficos y cartográficos fueron realizados utilizando las herramientas EXCEL® 2003 y ArcGIS 9.3.®.

Nivel de representación de los puntos calientes y test de permutación

Los resultados de la valoración del índice de representación de los puntos calientes de riqueza absoluta, amenazada y endémica en la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) y sus dos redes constituyentes se muestran en la Tabla 5.3. La Red Natura 2000 y por consiguiente RAPEX, muestran muy buen funcionamiento para cubrir al conjunto de puntos calientes de riqueza absoluta, amenazada y endémica incluidos en el área de estudio teniendo en cuenta la variación entre los diferentes umbrales de representación (UR). Sin embargo, RENPEX muestra un mal funcionamiento cubriendo al conjunto de los puntos calientes ya sean de riqueza absoluta, amenazada y endémica en cualquiera del umbral de representación (UR) que consideremos. Por tanto, cuanto más exigente sea el objetivo de conservación, mejor será el funcionamiento de la Red Natura 2000.

| RED | UR | ABSOLUTA | | AMENAZADA | | ENDÉMICA | |
|--------|-----|-------------|--------|-------------|--------|-------------|--------|
| | | Actual | Simul. | Actual | Simul. | Actual | Simul. |
| RAPEX | 0% | 0.98 | 0.90 | 0.93 | 0.93 | 1.00 | 0.94 |
| | 5% | 0.96 | 0.73 | 0.87 | 0.80 | 1.00 | 0.81 |
| | 10% | 0.90 | 0.67 | 0.80 | 0.73 | 0.94 | 0.75 |
| | 25% | 0.78 | 0.53 | 0.80 | 0.60 | 0.88 | 0.63 |
| | 33% | 0.78 | 0.47 | 0.80 | 0.60 | 0.88 | 0.56 |
| | 50% | 0.59 | 0.22 | 0.80 | 0.27 | 0.63 | 0.31 |
| NATURA | 0% | 0.98 | 0.88 | 0.93 | 0.93 | 1.00 | 0.94 |
| | 5% | 0.94 | 0.71 | 0.87 | 0.80 | 1.00 | 0.81 |
| | 10% | 0.88 | 0.65 | 0.80 | 0.73 | 0.94 | 0.75 |
| | 25% | 0.78 | 0.51 | 0.80 | 0.67 | 0.88 | 0.63 |
| | 33% | 0.78 | 0.47 | 0.80 | 0.60 | 0.88 | 0.56 |
| | 50% | 0.59 | 0.37 | 0.80 | 0.47 | 0.63 | 0.44 |
| RENPEX | 0% | 0.29 | 0.29 | 0.13 | 0.40 | 0.19 | 0.44 |
| | 5% | 0.18 | 0.24 | 0.13 | 0.33 | 0.19 | 0.31 |
| | 10% | 0.18 | 0.22 | 0.13 | 0.33 | 0.19 | 0.31 |
| | 25% | 0.08 | 0.18 | 0.13 | 0.27 | 0.13 | 0.25 |
| | 33% | 0.06 | 0.16 | 0.07 | 0.27 | 0.06 | 0.19 |
| | 50% | 0.06 | 0.12 | 0.07 | 0.20 | 0.06 | 0.19 |

Tabla 5.3. Resultados de la variación de los índices de representación de puntos calientes de riqueza absoluta, amenazada y endémica en las tres redes de reservas analizadas (RAPEX, NATURA y RENPEX) para distintos umbrales de representación arbitrarios (UR). El valor obtenido (Actual, columnas de la izquierda) se

compara con el 95% superior (Simulado, columnas de la derecha) de 1000 simulaciones mediante permutaciones al azar de la fracción de cobertura de cuadrículas por tales áreas. La Red Natura 2000 y RAPEX iguala o supera el test de forma generalizada ($p < 0.05$), resultado contrario al de RENPEX ($p > 0.05$; en negrita) en el rango de umbrales de representación analizados.

Los test de permutación utilizados para contrastar los índices de representación medios de los puntos calientes de la riqueza absoluta, amenazada y endémica con el actual diseño de áreas protegidas respecto a un modelo nulo rindieron resultados significativos (Tabla 5.3). La Red Natura 2000 y RAPEX actual han superado a las redes simuladas en todos los puntos calientes y para todo umbral de representación. Mientras que RENPEX actual no ha superado a la red simulada ($P > 0,05$) en la práctica totalidad de representación analizados.

DISCUSIÓN

Este capítulo de la memoria de Tesis Doctoral se centra en evaluar por tercera vez el funcionamiento global de RAPEX teniendo en cuenta, en este caso, los puntos calientes de biodiversidad. Los puntos calientes se ubican en las zonas de máxima riqueza de especies debido a que representan a muchas especies en un área limitada y áreas con muchas especies de distribuciones restringidas (Araújo y Williams, 2001). Los resultados señalan que los puntos calientes de riqueza absoluta, amenazada y endémica están mejor cubiertos que las zonas con menor número de especies, en todas las características analizadas. Este resultado demuestra el buen funcionamiento de la actual RAPEX en la cobertura de la biodiversidad regional, hasta donde los datos disponibles han permitido analizar. Ello ha sido así aunque el diseño de RAPEX, como se ha dicho, no ha seguido criterios específicos de biodiversidad sino de listados de especies o especies singulares por su rareza o amenaza (Tuvi *et al.*, 2011).

Los seis grupos taxonómicos terrestres (aves, mamíferos, reptiles, anfibios, lepidópteros y odonatos) con datos disponibles en el área de estudio sumaron 49 puntos calientes de riqueza absoluta de especies por cuadrículas UTM distribuidos geográficamente en su mayoría en la zona noreste de la región de Extremadura (provincia de Cáceres). En el caso de los puntos calientes de riqueza de especies amenazadas y endémicas, fueron considerados cinco grupos taxonómicos (lepidópteros excluidos por datos no disponibles) que sumaron un total de 15 puntos calientes de riqueza de especies amenazadas por cuadrículas UTM. Comparados con los anteriores, estos puntos calientes mostraron una distribución más reducida y dispersa en la extensión de la región de Extremadura. Por último, los puntos calientes de riqueza de especies endémicas sumaron 16

cuadrículas UTM, situándose en la zona Norte de la región de Extremadura. Es interesante que estos tres tipos de punto caliente de riqueza surgieran de igual valor umbral en el análisis de sensibilidad, un 33%, y que el tamaño de las áreas protegidas regionales alcance un valor similar, un 30,6%. Una cifra de esta magnitud es acorde a otros estudios que estiman que la fracción regional necesaria para representar los elementos de conservación relevantes está entre el 33% y el 75% (ver revisión en Soulé & Sanjayan, 1998), aunque otros autores pueden utilizar valores inferiores (*e.g.*, un 2,5% en Ceballos & Ehrlich, 2006, o un 5% en Maes *et al.*, 2003). Metodologías alternativas como la de Bartolino *et al.* (2011) fueron descartadas por las críticas recibidas (Cayuela *et al.*, 2011). En este análisis regional, cabría esperar de un diseño adecuado de las áreas protegidas que un tercio de la superficie regional fuera capaz de dar cobertura al menos al tercio de lugares con mayor concentración de especies, tanto en términos absolutos como de las amenazadas y endémicas.

Otros estudios incluyeron como criterio, distintos tipos de punto caliente a escalas nacional o supra-nacional. López-López *et al.* (2011) encuentran que las áreas protegidas ibéricas no están específicamente concentradas en áreas de elevada riqueza de especies, pues sólo el 5,2% de los puntos calientes de riqueza están protegidos; y afirman que la Red Natura 2000 podría potencialmente constituir una base para la protección de la diversidad vertebrada en la península ibérica, pero que son necesarias mejoras. Maiorano *et al.*, (2007) en un estudio similar en la península italiana, defiende que la Red Natura 2000 no puede ser considerada como única estrategia para una conservación viable de las especies.

Pocos son los estudios disponibles en los que se haya utilizado el criterio de los diferentes tipos de puntos calientes incluyendo áreas protegidas a una escala regional (Estrada *et al.*, 2008, 2011; De la Montaña *et al.*, 2011). Estrada *et al.*, (2008), comparan los puntos calientes de riqueza con los puntos calientes de favorabilidad para los mamíferos presentes en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) –la favorabilidad es independiente de la prevalencia y permite comparar diferentes especies (Real *et al.*, 2006a) para estimar, por ejemplo, puntos calientes de interés en conservación–; los resultados que obtienen muestran que la mayoría de los puntos calientes de favorabilidad coinciden con los puntos calientes de rareza en Andalucía (Real *et al.*, 2006b). Estrada *et al.*, (2011) seleccionaron cuatro grupos de vertebrados terrestres en Andalucía teniendo en cuenta puntos calientes de riqueza, rareza, amenaza y endemidad. Demuestran que el nivel de coincidencia entre áreas importantes de conservación para los diferentes grupos de vertebrados que habitan en Andalucía es bajo, por lo que ningún grupo taxonómico en particular

puede ser utilizado como sustituto ni ningún taxón como paraguas en Andalucía, siendo los reptiles el grupo más apropiado si hubiera que elegir uno. Ello refuerza la pertinencia de la estrategia de utilizar tantos grupos taxonómicos como sea posible en la evaluación de la cobertura de puntos calientes de biodiversidad por redes de reservas. De la Montaña *et al.*, (2011) delimitan áreas prioritarias para la conservación en Castilla-La Mancha (PACs, *Priority Areas for Conservation*) mediante criterios de riqueza de especies, rareza geográfica, vulnerabilidad de especies, un índice combinado de estos tres criterios y un índice estandarizado de biodiversidad; encontraron una elevada (aunque no completa) coincidencia de las PACs con la Red Natura 2000 pero bajo con las áreas protegidas.

La mejora respecto a permutaciones aleatorias puede ser un método válido para evaluar el funcionamiento de redes de reservas en la cobertura de elementos de conservación, entre otros fines (Araújo, 2004; Araújo *et al.*, 2007; Alagador *et al.*, 2011). Los test de permutación con los que se compararon la representación de los tres tipos de puntos calientes respecto a modelos nulos mostraron, de forma generalizada, una significativamente mejor representación en RAPEX y la Red Natura 2000 que la esperada, pero no en RENPEX. Ello demuestra que la delimitación de las áreas protegidas actual funciona mejor en la cobertura de los lugares más especiosos que muchas otras soluciones alternativas (Araújo, 1999). También, que la Red Natura 2000 es más eficaz que los espacios naturales (RENPEX) a pesar de su gran solapamiento espacial. Ello no resulta simplemente de su mayor tamaño, tal y como señalan los modelos nulos (de forma similar a Sánchez-Fernández *et al.*, 2015, con herpetos en Europa), sino con toda probabilidad del uso de criterios de diseño coherentes, utilizados en Natura 2000 pero no en los espacios naturales. Estos resultados señalan, en definitiva, que la Red Natura 2000 es más eficaz no sólo porque es mayor, sino también porque representa áreas de mayor interés en conservación, aportando con ello un complemento esencial a RENPEX en la cobertura de la biodiversidad regional; este resultado se reproduce desde una escala regional (De la Montaña *et al.*, 2011) a la europea (Abellán & Sánchez-Fernández, 2015; Maiorano *et al.*, 2015; Sánchez-Fernández & Abellán, 2015). Consideradas ambas redes en conjunto, el buen funcionamiento de RAPEX indica una distribución no homogénea de las áreas protegidas en relación a los patrones de biodiversidad, pues de hecho están “sesgadas” hacia los lugares con más especies, más amenazadas y más endémicas (similarmente a Rodrigues *et al.*, 2004a en su evaluación global).

Asimismo, los resultados de la variación de los índices de representación de los puntos calientes de la riqueza absoluta, amenazada y endémica para diferentes umbrales de representación muestran que los resultados obtenidos son robustos ante cambios en la escala de análisis, por tanto fiables ante esta potencial fuente de error. Como era de esperar, por estudios realizados anteriormente por Araújo *et al.*, (2007) y por los resultados que se han ido obteniendo en capítulos anteriores, la Red Natura 2000 constituye una base importante para la protección de la diversidad de las especies. El test de aleatorización muestra que la RAPEX y la Red Natura 2000 cubren al conjunto de puntos calientes incluidos en el área de estudio mejor que otras muchas soluciones alternativas. Opuestamente, RENPEX no cubre adecuadamente al conjunto de puntos calientes siendo por tanto, una red insuficiente sin el apoyo de Red Natura 2000 para constituir RAPEX. Y en definitiva, para la protección y conservación de los puntos calientes de riqueza de especies absolutas, amenazadas y endémicas presentes en Extremadura.

CAPÍTULO 6. EL ANÁLISIS DE HUECOS EN LA EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS

INTRODUCCIÓN

La extinción de especies siempre ha formado parte de la historia de la vida en la Tierra, pero recientes estudios sobre la biodiversidad global muestran que la tasa natural de extinción se está incrementando artificialmente debido al crecimiento de la población humana y sus actividades asociadas (Laurila-Pant *et al.*, 2015). Pimm *et al.*, (2014) se cuestionan cuánto tiempo va a continuar esta tendencia creciente de extinción de especies y se esfuerzan en buscar medidas para proteger a la biodiversidad. Según Pimm *et al.*, (1995), el principal factor de amenaza sobre las poblaciones es la destrucción de sus hábitats, lo que provoca fragmentación y aislamiento de las áreas de distribución de las especies, lo que a su vez disminuye aún más el tamaño de las poblaciones. También tiene efectos negativos la introducción de nuevas especies, ya que destruyen el carácter regional de las especies presentes previamente. Las especies más vulnerables son las que presentan rangos más restringidos y menores densidades de población, por lo que tienen un mayor riesgo de extinción en un territorio concreto que aquellas especies cuyos rangos son más extensos. Otra amenaza adicional para las especies y sus distribuciones geográficas es la alteración global del clima (Pimm, 2008), puesto que si las características del hábitat varían por aumentos o descensos drásticos de temperaturas, las poblaciones deberán desplazarse en busca de nuevos hábitats con características similares a los que están adaptadas. Por todas estas razones, la preocupación sobre la pérdida de biodiversidad es de la mayor importancia, siendo de gran relevancia realizar un estudio en profundidad sobre las causas que lo provocan para, en la medida de lo posible, actuar y evitar daños mayores e irreversibles.

Es ampliamente reconocido que la conservación *in situ* de poblaciones viables en ecosistemas naturales es un requisito fundamental para el mantenimiento de la biodiversidad (CBD, 2010). Es por esto que una herramienta fundamental para frenar la pérdida de biodiversidad ha sido la creación de áreas protegidas o reservas, pues su principal objetivo no es otro que conservar la biodiversidad (Watson *et al.*, 2014). Mediante un diseño adecuado se busca disminuir la pérdida de especies en un territorio, maximizar la rentabilidad de las inversiones realizadas en la conservación y reducir al mínimo los posibles impactos de las actividades humanas (Maiorano *et al.*, 2007). De ahí que las áreas protegidas tengan una gran importancia a la hora de conservar los diferentes grupos taxonómicos que existen en una región. Principalmente, aquellas especies que presentan una

situación frágil ya sea por su estado de amenaza, endemidad, rareza, etc. Sin embargo, según Pimm *et al.*, (2014) la creación de áreas protegidas no siempre constituye la herramienta idónea para representar las características ecológicas, ni tampoco son la manera óptima para proteger la biodiversidad. Un ejemplo de ello es el caso de los amplios parques naturales en el este de África en los cuales hay pérdidas de leones y muchas de sus presas (Riggio *et al.*, 2013). Por ello, resulta fundamental evaluar el funcionamiento de las áreas protegidas existentes en cuanto a la cobertura y conservación de la biodiversidad, comenzando por el primero de ellos. Sin embargo, son pocos los estudios realizados que evalúen el funcionamiento de las áreas protegidas en cuanto a sus posibles deficiencias en cubrir la biodiversidad por la que fueron creadas, con el fin de fortalecer y/o mejorar su eficacia en la conservación de la biodiversidad (Whittaker *et al.*, 2005).

El **análisis de huecos, carencias o diferencias** (“*gap analysis*” en la terminología anglosajona) es considerada la herramienta más útil para evaluar en qué grado la biodiversidad de una región puede estar infrarrepresentada dentro de los límites de sus áreas protegidas (Scott *et al.*, 1991). El concepto de análisis de huecos presenta diversas interpretaciones como consecuencia de las distintas investigaciones realizadas en diferentes áreas geográficas. En el programa GAP de los EEUU se ha utilizado frecuentemente la superposición de usos del suelo y/o la distribución de especies, generalmente a partir de modelos, persiguiendo objetivos de representación en las reservas basados en porcentajes (Scott *et al.*, 1993). En Australia, Sudáfrica y Europa se utiliza generalmente el planeamiento sistemático para la conservación, basado en algoritmos heurísticos para la representación óptima de elementos de conservación conforme a objetivos explícitos, que complementen las actuales redes (Pressey *et al.*, 1993; Margules & Pressey, 2000). Ambos elementos son necesarios para realizar un análisis de huecos completo y útil (Brooks *et al.*, 2004). Langhammer *et al.*, (2007) resaltan el carácter iterativo del proceso de análisis de huecos, un proceso continuamente adaptativo que guía el reparto de los recursos para la conservación con el fin de maximizar la persistencia a largo plazo de la biodiversidad en una región (Meir *et al.*, 2004). En todo caso, el *gap analysis* persigue identificar áreas con alto valor en conservación que están insuficientemente cubiertas por redes de reservas. En cuanto a la identificación de las áreas de alto valor en conservación, es necesario diseñar *criterios de valoración* cuantificables. En cuanto a la suficiencia de cobertura, es necesario identificar *objetivos de conservación* específicos que ayuden a detectar los elementos de conservación que se encuentren infrarrepresentados (Scott *et al.*, 1993).

Brooks *et al.*, (2004) realizaron un análisis de huecos a escala global para evaluar en qué grado las áreas protegidas existentes representan la biodiversidad, y determinar de este modo si dicha cobertura era suficiente. Más del 12% de las aves, mamíferos, anfibios y reptiles registrados no estaban representados, concluyendo que las áreas protegidas están incompletas a nivel global. También a escala global fueron los trabajos de Rodrigues *et al.*, (2004a,b), que cuestionan los existentes objetivos de conservación fijos y limitados, demostrando que la red global está lejos de ser completa, incluso para vertebrados terrestres, e identifican áreas no protegidas de elevado valor en conservación. Similarmente encontraron en los anfibios el taxón con menor representación (Rodrigues *et al.*, 2004a,b). El estudio de Jenkins *et al.*, (2013) reevalúa a escala global con nuevos y más detallados datos de riqueza de especies, encontrando niveles de protección aún insuficientes para prevenir la extinción de vertebrados.

A escala nacional destaca Araújo *et al.*, (2007), que analizan la efectividad de las áreas protegidas de la península ibérica en la conservación de la biodiversidad terrestre, teniendo en consideración la distribución de vertebrados terrestres y especies europeas de plantas. Obtuvieron que las áreas protegidas existentes en España y Portugal representan a un 73-98% de las especies de animales y plantas consideradas. Hubo especies de algunos grupos taxonómicos que no se acumulaban en áreas protegidas por lo que propusieron 36 áreas protegidas adicionales para asegurar la conservación efectiva de todas las especies. También a escala nacional, en Finlandia, Kujala *et al.*, (2011) consideran las aves reproductoras presentes en el 94% de áreas protegidas. Identificaron un 8% de especies hueco cuando se utiliza un 20% de UR y aproximadamente un 60% de especies hueco parcial. Determinaron que las áreas protegidas del norte de Finlandia están más concentradas y son más uniformes que las áreas protegidas presentes en el sur del país, no habiendo sido ubicadas y diseñadas cuidadosamente priorizando los lugares de conservación. Vimal *et al.*, (2011), desarrollaron un análisis de huecos con el objetivo de valorar el 28% de la red de áreas protegidas existentes en el sur de Francia considerando como unidad de área protegida aquella cuadrícula cubierta por más del 10% de su superficie por área protegida y priorizando áreas para su expansión. En este estudio tuvieron en cuenta 7 clases diferentes de plantas y 2 clases de vertebrados terrestres (reptiles y anfibios) concluyendo que el 58,3% de todas las especies eran consideradas como huecos cuando el requisito era que las especies tenían que estar representadas al menos un 50% de su cobertura y un 7,5% de especies huecos cuando el criterio se refería al nivel prioritario de conservación, es decir, su cobertura y abundancia local. En Italia, Maiorano *et al.*, (2006, 2007) encuentran que las áreas

protegidas y la Red Natura 2000, respectivamente, no pueden considerarse completamente representativas, especialmente en Cerdeña.

A escala regional, Real *et al.*, (2006b) elaboraron un análisis de huecos considerando la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) y los mamíferos terrestres (excluyendo murciélagos). Andalucía presenta un 20% de su superficie protegida, donde localizaron 13 especies de mamíferos con distribuciones restringidas tras utilizar un análisis de huecos con un UR del 20% y zonas importantes por su índice de rareza de especies que están sin proteger. En Castilla-La Mancha, De la Montaña *et al.*, (2011) determinaron tras un análisis de huecos con un grupo de vertebrados, que la Red Natura 2000 mejora considerablemente las garantías para la conservación de todos los grupos taxonómicos considerados como huecos en comparación con las áreas prioritarias de conservación. Aun así, su análisis de huecos muestra que la Red Natura 2000 sigue siendo insuficiente para garantizar la protección de todas las especies en Castilla-La Mancha. El grupo taxonómico de los anfibios es el que más huecos representa entre las áreas prioritarias de conservación.

Todos estos estudios realizados a escala nacional y regional aportan al análisis de huecos un detalle que los análisis a escalas (extensiones) más amplias no pueden asumir. Considerando al análisis de huecos como una herramienta para la conservación de la biodiversidad mediante la modificación de las actuales redes de reservas, en el sentido de aumentar la representación de la biodiversidad (Tuvi *et al.*, 2011), es de la mayor importancia elegir la escala de análisis de datos más relevante para la toma de decisiones de gestión y conservación. Cuanto mayor (más detallada) sea la escala para este tipo de análisis, más precisos y útiles serán los resultados obtenidos. Es, pues, por la relevancia que las áreas protegidas tienen para la protección de la biodiversidad en áreas con alto valor en conservación, y la necesidad de evaluar el funcionamiento de las áreas protegidas a una escala más cercana y útil para la gestión ambiental, que se planteó realizar un análisis de huecos a escala regional en la Comunidad Autónoma de Extremadura.

El presente estudio tiene gran interés por ser la primera vez que se realiza un análisis de huecos en el área de estudio a escala regional, además de ser oportuno considerando el actual estado de madurez de la red. Extremadura destaca como área de elevada riqueza absoluta de especies y de especies importantes en el contexto europeo (*e.g.*, Assunção-Albuquerque *et al.*, 2012; Albuquerque *et al.*, 2013) y nacional (Rey *et al.*, 2003; Martínez *et al.*, 2006; López-López *et al.*, 2011). El

desconocimiento de la cobertura que las áreas protegidas de Extremadura puedan proporcionar a grupos faunísticos y puntos calientes de biodiversidad hace necesario realizar un análisis de huecos para identificar las posibles deficiencias que la Red de Áreas Protegidas de Extremadura pudiera presentar. Ello permitiría identificar elementos de conservación que pudieran requerir mejoras en el actual diseño, o bien constatar su adecuación para lo que son en definitiva sus fines de conservación de la biodiversidad regional. En capítulos anteriores de la presente memoria de Tesis Doctoral, se analizó la cobertura de la red de áreas protegidas midiendo la representación de las especies individuales de fauna, los conjuntos de especies (riqueza) y sus máximas concentraciones (*hotspots*) –teniendo en cuenta su estado de amenaza, endemismo y rareza–, pero sin haber establecido objetivos de representación con los que determinar la existencia o no de huecos relevantes en la citada red.

En el presente capítulo se utiliza la superposición de mapas de distribución de las especies y de puntos calientes de biodiversidad (*hotspots*) producidos en capítulos anteriores *versus* RAPEX. Como novedad, se establecerán objetivos de conservación cuantitativos, sobre cuyos resultados se aplicarán criterios de infrarrepresentación que determinarán, en definitiva, la posible existencia de huecos de conservación en la Red de Áreas Protegidas de Extremadura. Como método de trabajo, se analizará el efecto de extender los objetivos de conservación implementados previamente para las Directivas de Aves y Hábitats a la totalidad de la biodiversidad terrestre con datos disponibles de contrastada calidad (*i.e.*, vertebrados y determinados invertebrados). Los resultados de cualquier análisis de huecos dependen críticamente de los objetivos de conservación aplicados, así como de la calidad de los datos subyacentes (Scott *et al.*, 1993; Maiorano *et al.*, 2006), por lo que este aspecto deberá estar especialmente justificado. Mediante la consecución de los siguientes objetivos, este estudio proporcionará una información útil para conocer y mejorar el actual diseño de la red de áreas protegidas de Extremadura:

Objetivo 1. Diseñar *objetivos de representación* cuantitativos específicos para los distintos elementos de conservación diana –considerando sus características específicas, vulnerabilidad y rareza–, que permitan establecer la representación mínima aceptable para cada elemento en la Red de Áreas Protegidas de Extremadura.

Objetivo 2. Fijar un *umbral de representación* (UR) –mínima fracción de cuadrícula UTM de 10x10 km intersectada por un área protegida para considerar representados los elementos de conservación

en ésta citados—, que permita calcular el grado de inclusión de los elementos de conservación en la Red de Áreas Protegidas de Extremadura.

Objetivo 3. Establecer *criterios de infrarrepresentación* de elementos de conservación en áreas protegidas. Tales criterios atenderán a la infrarrepresentación de elementos en áreas protegidas conforme a los anteriores objetivos, pero también a las características de los elementos de mayor interés en conservación (amenaza, endemidad, etc.).

Objetivo 4. Determinar qué elementos de conservación, especies y puntos calientes, pudieran considerarse huecos de representación en la Red de Áreas Protegidas de Extremadura. Describir sus características y distribución. Proponer el tipo de cambios al actual diseño de la red que solventaría tales huecos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El **análisis de huecos** se basa en la comparación de dos elementos: una **red de reservas** *versus* **áreas de alto valor en conservación** que pudieran estar infrarrepresentadas en aquella. En cuanto a la primera, la red de reservas tiene fronteras definidas a escala de detalle, diseñadas en base a una serie de criterios y objetivos. En Extremadura el 98,6% de la **Red de Áreas Protegidas (RAPEX)** es **Red Natura 2000**, y la mayor parte de la **Red de Espacios Naturales Protegidos (RENPEX)** es coincidente con aquella. Es por esto que el diseño de RAPEX es mayoritariamente (pero no exclusivamente) conforme a los criterios y objetivos de las Directivas de Aves y Hábitats, y está centrado en los elementos de conservación incluidos en sus anexos.

El segundo elemento es la valoración de las áreas de alto valor en conservación. Ello requiere cuantificar el **grado de representación** de los elementos de conservación diana, y establecer **objetivos de representación** mínima específicos para cada uno de ellos (Scott et al., 1993). Hay que resaltar que el presente análisis de huecos amplía considerablemente el subconjunto de elementos de conservación (especies) hasta la fecha considerados, desde los incluidos en los anexos de la citada legislación hasta completar el conjunto total de especies de cada grupo taxonómico con datos de calidad disponible. Esta es una importante diferencia respecto a los análisis hechos durante el diseño de la red, particularmente de Red Natura 2000. Sin embargo, si adicionalmente en el presente análisis de huecos se variaran además los objetivos de representación mínima utilizados, se introduciría con

ello un factor de confusión que dificultaría comparar los resultados de este ejercicio con los del diseño original de RAPEX. En este caso, las posibles diferencias resultantes del análisis de huecos serían atribuibles al cambio de elementos de conservación diana, al cambio de objetivos, o a ambos. Por otra parte, en el tiempo transcurrido desde el diseño de reservas, y pese a repetidos intentos, no se han desarrollado nuevos objetivos que hayan demostrado superior funcionamiento a las entonces utilizadas, pese a los numerosos estudios realizados (Tabla 6.1). Es por todo ello que, en el presente análisis de huecos de la Red de Áreas Protegidas de Extremadura, se analizó el efecto de implementar los objetivos de representación utilizados en el diseño de la Red Natura 2000 (Directivas de Aves y Hábitats) sobre el conjunto de RAPEX y la totalidad de la biodiversidad terrestre con datos de calidad disponibles.

Para la consecución de este objetivo se utilizaron los datos de la distribución de las especies de fauna terrestre en Extremadura y sus características relevantes en conservación (amenaza, endemidad e inclusión en las Directivas Aves y Hábitats) recopiladas en el Capítulo 3, la distribución de los puntos calientes de biodiversidad obtenidos en el Capítulo 5 y la delimitación de la Red de Áreas Protegidas de Extremadura elaborada previamente en el Capítulo 3. La inclusión como elementos de conservación tanto de especies como de puntos calientes ha sido recomendada (Lobo & Araújo, 2003), ya que la distribución geográfica de éstos no constituye una buena representación de la de aquellos; es por esto necesario considerar la información corológica completa disponible sobre las especies.

| Referencia | Extensión | Red de Reservas | Umbral de Repres. (UR) | Elementos de Conservación | Resolución | Tipo de dato biótico | Criterio/Objetivo de Repres. (CR) | Métodos de Análisis |
|---------------------------------|----------------------|--------------------------------|------------------------|---|------------|--|---|---|
| Araújo, 1999 | Portugal continental | Áreas protegidas | 33% | Reptiles, anfibios, gymnospermas, pteridófitos y briófitos. Puntos calientes de riqueza y rareza. | 10 x 10 km | Presencia/A usencia a partir de muestreos | Representación única, mejora sobre modelo nulo y selección de áreas por puntos calientes (riqueza / rareza) y complementa-riedad (1-4 representaciones) | Similar a Araújo <i>et al.</i> (2007) |
| Lobo & Araújo, 2003 | Ibero-Balear | Espacios Naturales Protegidos | 5%; 20% | Herpetos: especies, puntos calientes de riqueza y rareza | 50 x 50 km | Presencia/A usencia | Representación única (cualquier extensión) | Solución de máxima cobertura (algoritmo de Margules <i>et al.</i> , 1988 modificado por Williams, 1999). Selección al azar. |
| Rey y De la Montaña, 2003 | España | Áreas Protegidas | 0% | Vertebrados terrestres: Riqueza, Rareza, Vulnerabilidad e Índice Estandarizado de Biodiversidad (SBI) | 50 x 50 km | Presencia/A usencia | 15% | Asociación Hotspot vs. Reservas: chi2 con fracción cubierta (%) UR=0% |
| Araújo, 2004 | Portugal continental | Áreas Protegidas y Natura 2000 | 0-100% | Angiospermas, briófitos, pteridófitos | 10 x 10 km | Presencia/A usencia a partir de muestreos | Representación única (cualquier extensión) | Comparan la representación en reservas con un modelo nulo |
| Rodrigues <i>et al.</i> , 2004a | Mundial | Reservas mundiales | no aplicable | Mamíferos, aves, tortugas y galápagos, anfibios. | 1/2 grado | Distribución de taxones. | Representación única (cualquier extensión) | Superposición de distribuciones de taxones y reservas. |
| Rodrigues <i>et al.</i> , 2004b | Mundial | Reservas mundiales | no aplicable | Mamíferos, aves, tortugas y galápagos, anfibios. | 1/2 grado | Distribución de taxones. | Representación única (cualquier extensión) | Superposición de distribuciones de taxones y reservas. |
| Maiorano <i>et al.</i> , 2006 | Italia | Áreas Protegidas Nacionales | 10% | Vertebrados terrestres: Amenaza | 2 x 2 km | Presencia/A usencia tras valor umbral de probabilidad | Especies excluidas, infrarrepresentadas y cubiertas | SDM & EOO. Análisis riqueza (hot spot), gap e irremplazabilidad |
| Martínez <i>et al.</i> , 2006 | España | Red Natura 2000 | Omite | Líquenes: distribución, riqueza | 10 x 10 km | Presencia/A usencia tras valor umbral del probabilidad | Nº spp. Fracción distribución spp. cubierta. | ENFA (SDM) |

| | | | | | | | | |
|--|-----------------------------|----------------------------------|------------------|--|--------------------------|---|---|--|
| Real <i>et al.</i> , 2006b | Andalucía | RENPA | 25% | Mamíferos terrestres (salvo quirópteros) | 10 x 10 km | Índices de rareza. Función de favorabilidad | 20% de mayores valores de rareza | Funciones de favorabilidad |
| Araújo <i>et al.</i> , 2007 | Iberia | Áreas Protegidas Nacionales | 2%; 5%; 10%; 20% | Vertebrados terrestres y plantas | 50 x 50 km | Presencia/A usencia a partir de muestreos | Representación única (cualquier extensión) | Análisis de huecos, tasas de acumulación de especies |
| Catullo <i>et al.</i> , 2008 | SE Asia | Áreas Protegidas | Omite | Mamíferos | 1 x 1 km | | No cuantitativo: hueco total vs parcial; taxa cubierta | SDM con EOO |
| Estrada <i>et al.</i> , 2008 | Andalucía | RENPA | 25% | Mamíferos terrestres: Riqueza (top 20%), Rareza y Vulnerabilidad | 10 x 10 km | Presencia/A usencia | | Regresión logística. Función de favorabilidad. Lógica borrosa. |
| Sánchez-Fernández <i>et al.</i> , 2008 | Ibero-Balear | Red Natura 2000 | 25% (1%-100%) | Coleópteros dulceaçuicolas: especies (prioritarias) y puntos calientes; también hábitats. | 10 x 10 km | Presencia/A usencia a partir de muestreos | No cuantitativo: especies excluidas, infrarrepresentadas (sin justificar) y cubiertas | Asignan vulnerabilidad (no UICN). Superposición con distintos UR; opciones sin justificar. |
| Wiersma & Nudds, 2009 | Canada | Áreas Naturales Protegidas | no aplicable | Mamíferos sensibles a perturbaciones | Polígonos | Áreas de distribución actual e histórica | Representación única (cualquier extensión) | Algoritmos heurísticos basados en la rareza |
| Alagador <i>et al.</i> , 2011 | Iberia | Reservas virtuales | 0-100% | 100 especies de plantas (virtuales) | 10 x 10 km | Distribuciones virtuales | Representación única (cualquier extensión) | Valor esperado de representación basado en una variable aleatoria hiper-geométrica |
| De Alburquerque <i>et al.</i> , 2011 | Bosque Atlántico Brasileño | Áreas Protegidas | Omite | Mamíferos: Riqueza, Rareza, Vulnerabilidad e Índice Integral de Conectividad (IIC) | - | Presencia/A usencia | Grado de representación de puntos calientes en áreas protegidas | Conservation Importance Index (CII). G* spatial statistics for hotspots |
| De la Montaña <i>et al.</i> , 2011 | Castilla-La Mancha (España) | Áreas Protegidas Red Natura 2000 | 0% | Vertebrados: Riqueza, Rareza, Vulnerabilidad e Índice Estandarizado de Biodiversidad (SBI) para definir PACs (Priority Areas for Conservation) | 10 x 10 km | Presencia/A usencia | 10% sspp; 15% paisajes (usos del suelo) | Asociación Hotspot vs. Reservas: chi2 con fracción cubierta (%) UR=0%. NMDS relaciona paisaje vs. PACs. Análisis de Conectividad |
| López-López <i>et al.</i> , 2011 | Iberia | Áreas Protegidas y Natura 2000 | Omite | Vertebrados terrestres: puntos calientes de riqueza, vulnerabilidad y endemidad | 10 X 10 km a 100 x 100 m | Probabilidad | omite | Modelos de distribución deductivos refinan la EOO para identificar hotspots |
| Gruber <i>et al.</i> , 2012 | Europa | Red Natura 2000 | 10% | Especies del anexo II de la Directiva Hábitats | 10 x 10 km | Presencia/A usencia | Representación única (cualquier extensión) | Índice de representación (REX) |

| | | | | | | | | |
|---|-----------|---|----------|---|------------|--|---|--|
| Hernández-Manrique <i>et al.</i> , 2012 | España | Red de Espacios Naturales Protegidos; Red Natura 2000 | 50%; 95% | Invertebrados amenazados | 10 x 10 km | Presencia/Ausencia a partir de muestreos | Omite | Superposición de presencias vs. dos redes a dos UR |
| Alburquerque <i>et al.</i> , 2013 | Europa | Red Natura 2000 | Omite | Aves: riqueza absoluta; de especies del Anexo I de la Dir. Aves (<i>Important Bird Species</i>); de amenazadas y no amenazadas. | 50 x 50 km | Presencias a partir de muestreos | No cuantitativo: hueco total vs. parcial | <i>G*</i> spatial statistic para identificar hotspots. Regresión de Poisson riquezas vs. cobertura reservas. |
| Díaz-Gómez <i>et al.</i> , 2013 | Andalucía | RENPA. Red Natura 2000 | Omite | Aves: Índice de Inseguridad (0-1) | 10 x 10 km | Funciones de favorabilidad sobre datos de atlas en UTM de 10 x 10 km | Grado de infrarrepresentación en áreas protegidas <i>versus</i> Natura 2000 | SDM con Funciones de Favorabilidad y Lógica Borrosa para Índice de Inseguridad |
| Maiorano <i>et al.</i> , 2015 | Europa | Áreas protegidas vs Natura 2000 | | Vertebrados terrestres | | Modelos de distribución espacial | Inversamente proporcional al área de distribución en el rango 10-100% | |

Tabla 6.1. Revisión bibliográfica de artículos representativos con metodologías para determinar qué criterio considerar como un “hueco” a una cuadrícula UTM. Ver otras revisiones de la materia en Araújo (2004; Table 1); Rondinini & Chioza (2010; Supplementary Table 1); Alagador *et al.* (2011; Table 1); Jenkins *et al.* (2013; Table 1).

Grado de representación

El análisis de huecos requiere identificar áreas con alto valor en conservación insuficientemente cubiertas. Con el fin de identificar tales áreas fue necesario determinar el grado de representación en RAPEX de los elementos de conservación diana, *i.e.*, especies y puntos calientes, lo cual se realizó de la siguiente manera:

- a) **Especies:** se calculó para cada especie diana el grado de representación en RAPEX y su variación por umbral de representación (UR). Se elaboraron resúmenes de resultados (frecuencias y porcentajes) por grupo taxonómico estudiado, así como para los subconjuntos de especies amenazadas, endémicas e incluidas en los anexos de las Directivas de Aves y Hábitats.

- b) **Puntos calientes:** se calculó para cada tipo de punto caliente estudiado (riqueza absoluta, amenazada y endémica) el grado de representación en RAPEX y su variación por umbral de representación (UR). Se representaron tabular y cartográficamente los resultados de cada tipo de punto caliente de biodiversidad. Señalar que este análisis lleva implícito la valoración de la riqueza de especies.

Más concretamente, el grado de representación de los anteriores elementos de conservación se cuantificó de la siguiente manera. En primer lugar, se determinó si cada especie incluida en el estudio está representada al menos una vez en RAPEX, cruzando las distribuciones geográficas de especies (cuadrículas UTM) y reservas (polígonos) mediante SIG, y considerando umbrales de representación en el rango 0-50%. Se realizaron los cálculos con el conjunto de especies estudiadas, con cada grupo taxonómico, con cada conjunto de especies amenazadas y endémicas y con las especies incluidas en los anexos de las Directivas de Aves y Hábitats, separada y conjuntamente.

Seguidamente se calculó la fracción de cuadrícula que cada especie ocupa en RAPEX, condicionando su cobertura por la red a umbrales de representación en el rango 0-50%. Por su mayor interés en conservación (Caro & O'Doherty, 1999; De Silva & Medellín, 2001; Poiani *et al.*, 2001), se utilizaron como especies diana aquellas incluidas en categorías de amenaza, endemismo ibérico o incluida en los anexos de las Directivas de Aves y Hábitats.

Finalmente, se superpuso la distribución de los puntos calientes de riqueza, amenaza y endemidad en cuadrículas UTM *versus* el área cubierta por RAPEX en polígonos; se determinó qué puntos calientes están o no cubiertos para el rango de umbrales de representación 0-50%.

Objetivos de Conservación

En el análisis de huecos se utilizan **objetivos de conservación** cuantitativos que la red de reservas debe satisfacer (Scott *et al.*, 1993; Soulé & Sanjayan, 1998; Pressey *et al.*, 2003). El término “*objetivo*” hace referencia a estimas cuantitativas de cuánto de cada elemento de conservación (*e.g.*, número de individuos, área de distribución) debe estar representado en la red, como mínimo, para conservar poblaciones viables por un periodo de tiempo especificado (*i.e.*, persistencia; Soulé, 1987; Rodrigues & Gaston, 2001); en caso contrario tales elementos se identificarán como “huecos” de infrarrepresentación.

Lamentablemente, es muy difícil identificar objetivos de conservación basados en la persistencia, para la mayoría de elementos de conservación, debido a limitaciones en los datos requeridos (abundancia, demografía, etc.; Cantú-Salazar *et al.*, 2013). Numerosos estudios han analizado específicamente esta cuestión (Soulé & Sanjayan, 1998; Pressey *et al.*, 2003; Solomon *et al.*, 2003; Warman *et al.*, 2004; Desmet & Cowling, 2004; Wiersma & Nudds, 2006; Stewart *et al.*, 2007; Justus *et al.*, 2008; Carwardine *et al.*, 2009; Drummond *et al.*, 2009; Rondinini & Chiozza, 2010; Vimal *et al.*, 2011). En general, para la mayoría de especies no se dispone de datos poblacionales (*e.g.*, Jackson *et al.*, 2004), lo que hace necesario el uso de porcentajes de distribución o *representación* (*e.g.*, Maiorano *et al.*, 2006, 2007, 2015) como una estima del porcentaje de las poblaciones. Esta aproximación no está exenta de problemas, empezando porque se basa en la suposición no siempre probable de que los individuos se distribuyen de forma homogénea en su rango de distribución (Gaston *et al.*, 1997). En promedio, sin embargo, es probable que cuanto mayor proporción del rango geográfico de una especie esté protegido, mayor será la proporción de individuos que también lo estarán (Cantú-Salazar *et al.*, 2013). Otro problema tiene que ver con la necesidad del uso de umbrales, bajo la forma de porcentajes de difícil justificación, lo que se traduce en aplicaciones con metodologías más o menos arbitrarias (Wiersma & Nudds, 2006), basadas por ejemplo en el grado de amenaza (UICN, 2001), listados de tratados o leyes (Maiorano *et al.*, 2006) y/o la extensión de la red de reservas (Maiorano *et al.*, 2007; Rondinini & Chiozza, 2010). Estos y otros estudios de análisis de huecos han mostrado que no existe un procedimiento único ni sencillo para identificar objetivos adecuados para

la conservación (Rodrigues *et al.*, 2004a), que sean ampliamente aplicables (ver revisión en Rondinini & Chiozza, 2010). Ello se debe a que los resultados que se obtienen tras la realización de un análisis de huecos dependen de la escala y calidad de la base de datos utilizada, además de los propios umbrales objetivo (Araújo, 2004; Warman *et al.*, 2004; Abellán & Sánchez-Fernández, 2015).

En el presente estudio sería preferible no utilizar la *representación* sino la *persistencia*, o riesgo de extinción en un plazo de tiempo dado. Esta se puede evaluar cuantitativamente mediante un *Análisis de Viabilidad Poblacional* geográfico (PVA, *Population Viability Analysis*; Boyce, 1992; Beissinger & Westphal, 1998) que incluya el cálculo de *Poblaciones Mínimas Viables* (MVP, *Minimum Viable Population*; Gilpin, 1986) y la estructura espacial y extensión geográfica necesarias. Sin embargo, el desarrollo de modelos metapoblacionales espacialmente explícitos es logísticamente inabordable para un conjunto tan numeroso de especies como el considerado aquí ($n=350$). En el extremo opuesto se encuentra el objetivo mínimo de representación única, esto es al menos una vez en un área protegida, que viene siendo muy utilizada (*e.g.*, Rodrigues *et al.*, 2004b); sin embargo, la presencia en una sola área protegida es para muchas especies un criterio claramente insuficiente para asegurar el objetivo de persistencia a largo plazo (Newmark, 1996). Una estrategia más prudente está en establecer objetivos de representación múltiples (Rodrigues *et al.*, 2000), basados generalmente en el rango de distribución de las especies (Rodrigues *et al.*, 2004b), *i.e.*, tanto mayores aquellos cuanto menor sea este. Hay una ventaja adicional en estos objetivos no homogéneos, pues reducen sesgos en los resultados hacia las especies de más amplia distribución. No obstante, estos autores reconocen un grado la arbitrariedad en los umbrales elegidos: desde el 100% para $< 1000 \text{ km}^2$ (el tamaño de grano de la escala espacial de análisis); hasta el 10% (cobertura global por áreas protegidas) para $>250.000 \text{ km}^2$ (tercio inferior de distribución de especies), y valores intermedios interpolados; la misma lógica con umbrales diferentes siguen Maiorano *et al.*, (2006, 2007, 2015). Sin embargo, estas aproximaciones dependen de datos de distribución muy detallados, generalmente no disponibles, o de distribuciones inferidas (modelos de distribución espacial) que son proclives a errores de comisión (Langhammer *et al.*, 2007). Catullo *et al.*, (2008) encontraron limitadas diferencias entre modelos de distribución y la extensión de presencia, en los resultados de un análisis de huecos con mamíferos del sureste asiático.

Una vía alternativa es combinar la estrategia anterior (Rodrigues *et al.*, 2004b; Maiorano *et al.*, 2006, 2007, 2015), esto es utilizar el mínimo grado de representación esperado para el tamaño del sistema de reservas existente, no con el tamaño de la distribución sino con el grado de amenaza de

las especies. Respecto al primer elemento, en el caso de Extremadura, si el 30.6% del área regional está en RAPEX, la distribución de cobertura mínima para los elementos de conservación diana esperada de un diseño óptimo con tales dimensiones debería estar como mínimo en la misma proporción; este valor sigue la misma lógica que Real *et al.*, (2006b), Maiorano *et al.*, (2006, 2007, 2015) o Rodrigues *et al.*, (2004b), por utilizar ejemplos a distintas escalas, superando la cobertura mínima de todos estos estudios. Esto hace que un objetivo de representación mínimo de este orden, *i.e. ca.* 30%, permita valorar en qué medida la representación de tales elementos de conservación es reflejo de la extensión territorial que el sistema de reservas ha adquirido. Y por tanto, en qué medida su diseño ofrece una cobertura *adecuada, i.e.*, en proporción al sistema de reservas. Si esta cobertura rinde o no MVP con persistencia a largo plazo (*e.g.*, Allen *et al.*, 2001) es algo que queda, de nuevo, en la incertidumbre propia de este tipo de estudios, y es un objetivo de futuras investigaciones del máximo interés.

Dicho de otra manera, un diseño de la red de reservas *eficaz* debería resultar en una distribución de cobertura de la extensión de presencia de los elementos de conservación en promedio en torno a esta proporción (30%), y será tanto más *eficiente* cuanto mayor extensión de presencia cubierta (>30%) alcance manteniendo su tamaño. Las especies de amplia distribución deberán ser en promedio neutrales para el análisis (Maiorano *et al.*, 2007), mientras que quedarán identificados como infrarrepresentados aquellos elementos de mayor valor en conservación (menor extensión, mayor amenaza) que no superen este objetivo del 30%. Ello permite, en definitiva, establecer un objetivo de representación mínima del 30% que está basado en la distribución de los elementos de conservación y de la red de reservas, reduciendo aunque no eliminando la incertidumbre inherente a este tipo de evaluaciones (Virkkala *et al.*, 1994; Estrada *et al.*, 2008). Esta aproximación al problema es claramente más exigente que el muy criticado criterio del 10-12% tan ampliamente utilizado en todo el mundo (Pressey *et al.*, 2003; Rodrigues *et al.*, 2004a). Se ha recomendado triplicar tales cifras mínimas (Soulé & Sanjayan, 1998), hasta alcanzar un rango recomendable del 30-75% (Solomon *et al.*, 2003). Ejemplos de valores mínimos del orden del 30% se dan en el caso de Australia (Anon, 2001) o Indonesia (Drummond *et al.*, 2009). Dicho esto, hay que señalar que se ha encontrado que las variaciones en los objetivos de conservación modifican de forma limitada la selección de lugares prioritarios para la conservación (Solomon *et al.*, 2003; Stewart *et al.*, 2007; Wiersma & Nudds, 2006; Justus *et al.*, 2008; Vimal *et al.*, 2011), y en cualquier caso en mucha menor medida que las variaciones debidas a la escala espacial (Wiersma & Nudds, 2006) o la composición de especies utilizadas (Warman *et al.*, 2004).

Respecto al segundo elemento, este objetivo mínimo constante se debe posteriormente modificar para reflejar diferentes necesidades de protección (Pressey *et al.*, 2003; Langhammer *et al.*, 2007), como excepcionales concentraciones de especies (punto caliente), o la vulnerabilidad de las especies medida como la rareza, endemidad y/o amenaza conforme a los criterios de la UICN (Maiorano *et al.*, 2006; Langhammer *et al.*, 2007). Hay que señalar que este foco en las especies más vulnerables no excluye al resto de los beneficios de las áreas protegidas, pues la protección de especies amenazadas rinde considerables beneficios en la conservación de una gran mayoría de especies no amenazadas (Drummond *et al.*, 2009). Un objetivo de representación constante del 30%, por el contrario, no necesariamente es el más adecuado para la conservación de la biodiversidad (Rodrigues *et al.*, 2004a,b). No discrimina las especies en función de su amenaza/endemidad, ni éstas de los puntos calientes. Un objetivo constante sesgará los resultados (de las *gap-species*) hacia las especies de mayor distribución (Rodrigues *et al.*, 2004b). Los diferentes elementos de conservación merecen distinta consideración en función del riesgo desigual que implican para la conservación de la biodiversidad (Pressey *et al.*, 2003; Maiorano *et al.*, 2006).

En definitiva, es apropiado que los objetivos de representación de los elementos de conservación en la red de reservas estén relacionados de forma directamente proporcional a su estado de amenaza e inversamente proporcional al tamaño de su distribución geográfica (Rodrigues *et al.*, 2004b; Maiorano *et al.*, 2007, 2015). Conforme a esta relación, para las especies muy amenazadas se buscará la completa inclusión de sus poblaciones (100% del área de distribución), mientras que para grados decrecientes de la misma el objetivo se verá reducido en consonancia (90% – 80% – 70% – etc.). Esto es, la red de reservas deberá representar sólo algunas áreas (poblaciones) de las especies en mejor estado, y un mayor número o la mayoría (o todas) de las que presentan peor estado de conservación. La Tabla 6.2 contiene los niveles de representación elegidos en este estudio para las distintas categorías de amenaza.

| Categoría de Amenaza | Objetivo de Representación |
|---|--|
| En peligro de extinción (EN) | 100% de la extensión de presencia |
| Sensible a la alteración de su hábitat (SAH) | 90% de la extensión de presencia |
| Vulnerable (VU) | 80% de la extensión de presencia |
| De interés especial (DI) | 70% de la extensión de presencia |
| Casi Amenazado (NT), Preocupación menor (LC), Datos insuficientes (DD), No evaluada (NE) | 30% (<i>i.e.</i> , en proporción a la actual red) |

Tabla 6.2. Objetivos de representación en tanto por ciento establecidos para las categorías de amenaza de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). A escala regional, el Decreto 37/2001 de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura, añade la categoría “Sensible a la Alteración de su Hábitat”.

Estas cifras deben entenderse de forma cualitativa, siendo obviamente su valor absoluto no un reflejo de un conocimiento preciso de la dinámica de poblaciones esperada en un marco geográfico bajo distintos escenarios de influencia de factores de riesgo deterministas y/o estocásticos. Sino de unos objetivos prácticos de conservación con los que se busca la cobertura por RAPEX de *todas* las áreas importantes remanentes para las poblaciones de especies en peligro de extinción (100%), la *mayoría* de las vulnerables (80%), etc. En ello seguimos la base lógica utilizada por Rodrigues *et al.*, (2004b) y Maiorano *et al.*, (2006, 2007), fundada en la mayor amenaza de las especies con distribuciones geográficas más restringidas; en nuestros datos encontramos también una menor distribución en las especies amenazadas, cualidad que forma parte de los criterios de clasificación de la UICN (UICN, 2012). Son estos objetivos ambiciosos dentro de un marco conservacionista, difícilmente mejorables en ausencia de una mejor base de conocimiento científico, salvo por un utópico objetivo generalizado del 100% que difícilmente posee justificación (Pressey *et al.*, 2003). Sólo estudios de persistencia a largo plazo permitirían establecer objetivos de conservación de forma más precisa y específica, algo actualmente fuera de alcance pero deseable en un futuro como se ha dicho.

Un aspecto importante de la clasificación del estado de conservación de las especies es la *escala espacial* a la que se refieren los estados de amenaza (Ginsburg, 2001), dado que una especie amenazada localmente puede no estarlo a escala mundial, y viceversa. En este caso, dado que existen poblaciones externas que aseguran en parte la conservación de tales especies, es adecuado ponderar el umbral local a la baja (Tabla 6.3); esto significa que la responsabilidad de conservación no constituye exclusivamente un problema regional, sino sólo en parte, a diferencia de otras especies. Este mismo razonamiento se siguió en sentido contrario cuando fue necesario (Tabla 6.3). Tales

ponderaciones se realizaron en las tres escalas de clasificación de amenaza de las especies: regional (Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura), nacional (Libros Rojos de España) e internacional (IUCN Red List) (Tabla 6.3).

| Categoría de Amenaza | Objetivo de Representación | Ponderación Nacional | Ponderación Internacional |
|---|----------------------------|----------------------|---------------------------|
| En peligro de extinción (EN) | 100% | (-) 10% | (+/-) 5% |
| Sensible a la alteración de su hábitat (SAH) | 90% | (+/-) 10% | (+/-) 5% |
| Vulnerable (VU) | 80% | (+/-) 10% | (+/-) 5% |
| De interés especial (DI) | 70% | (+/-) 10% | (+/-) 5% |
| Casi Amenazado (NT), Preocupación menor (LC), Datos insuficientes (DD), No evaluada (NE) | 30% | (+/-) 10% | (+/-) 5% |

Tabla 6.3. Objetivos de representación en porcentaje establecidos para las categorías de amenaza a escala regional (izquierda) y ponderación utilizada a escala nacional e internacional (derecha). El objetivo de representación final es el resultado de la aplicación de la ponderación del inicial por cada cambio de categoría de amenaza (EN a SAH, SAH a VU, etc.) con cada cambio de escala (desde regional a nacional y a internacional).

El objetivo de representación resultante para cada elemento de conservación es el producto del objetivo original (Tabla 6.2) derivado de su categoría de amenaza a escala regional, ponderado al alza o a la baja (Tabla 6.3) por cada cambio de categoría de amenaza asociado a cada cambio de escala, desde regional a nacional y a mundial. Señalar, por último, que ello se aplicó sólo a las especies y no a los puntos calientes, pues para estos se estableció en todo caso (riqueza, amenaza y endemidad) un objetivo de representación del 100% por su destacado valor en la conservación de la biodiversidad (ver siguiente apartado).

Criterios de infrarrepresentación

Una vez disponibles el **grado de representación** y los **objetivos de representación** de cada **elemento de conservación** diana, es necesario el diseño de los **criterios de infrarrepresentación**. Tales criterios son necesarios en primer lugar porque los elementos de conservación considerados tienen distinta naturaleza (especies *vs.* puntos calientes) y atributos (amenaza, endemidad, etc.), por lo que no alcanzar sus respectivos objetivos de conservación tiene distinta importancia a efectos de un análisis de huecos; *e.g.*, una especie no amenazada y con una gran extensión de presencia no justificaría la ampliación de RAPEX. Existen además problemas de escala, ya que la cobertura o no de cualquiera de estos elementos por RAPEX está condicionada a la fracción de la cuadrícula UTM

en RAPEX, e incluso a la fracción de la cuadrícula en el área de estudio (Extremadura), que será necesario fijar de alguna manera (ver más abajo). Sólo entonces será posible, para cada tipo de elemento de conservación considerado, establecer si su grado de representación en RAPEX es conforme a su objetivo de conservación. Aquellos elementos cuya representación no alcance su objetivo y si tenga las características de interés (ver más adelante) constituirán los *huecos* resultado del análisis homónimo.

Por un lado, la resolución espacial de los datos biológicos en cuadrículas UTM de 10 x 10 km proporciona un detalle limitado. Ello genera una incertidumbre respecto a si la presencia de una especie en una cuadrícula implica su inclusión en la/s reserva/s que ocupen parcialmente la misma. Este resultado es tanto más probable cuanto mayor sea la fracción “reserva a cuadrícula”, y viceversa. En todo caso, se trata de una incertidumbre que no se puede reducir sin nuevos muestreos y/o modelos geográficos probabilísticos, lo que va más allá del alcance de este estudio además de traer sus propias incertidumbres. Es por ello necesaria una suposición, incorporada en el término ***umbral de representación (UR)***, que es la mínima fracción de cuadrícula cubierta por reserva/s para asumir la representación en la red de las especies citadas (Alagador *et al.*, 2011). Numerosos autores han propuesto una variedad de umbrales de representación en un rango generalmente circunscrito al 2-25% (Lobo & Araújo, 2003; Rey & De la Montaña, 2003; Maiorano *et al.*, 2006; Araújo *et al.*, 2007; Traba *et al.*, 2007; De la Montaña *et al.*, 2008; Estrada *et al.*, 2008; Sánchez-Fernández *et al.*, 2008; Gruber *et al.*, 2012), rara vez superior (Araújo, 1999; Thomaes *et al.*, 2008; Hernández-Manrique *et al.*, 2012; Abellán *et al.*, 2015). Sin embargo, no resulta posible fijar un UR sin aceptar cierto grado de arbitrariedad. En el presente estudio se fijó un UR=10% (*e.g.*, Maiorano *et al.*, 2006; Vimal *et al.*, 2011; Gruber *et al.*, 2012); esto es, si RAPEX ocupa 1.000 hectáreas o más en una cuadrícula de 10.000 ha (*i.e.*, 10 x 10 km), toda especie citada en la cuadrícula será considerada representada en un área protegida. Esta es una cifra ni muy exigente (*e.g.*, >25%) ni muy liberal (*e.g.*, <5%), alcanzando una superficie de tamaño apreciable, como se ha dicho de 1.000 hectáreas. Es razonable pensar, además, que la probabilidad de representación de especies en reservas supera ampliamente este umbral fijado en el 10%, ya que: (a) en la selección de lugares se incluyen las áreas de más alto valor en conservación (Margules & Pressey, 2000), siendo más probable que especies y puntos calientes estén dentro de la cuadrícula y dentro del interior de las áreas protegidas, más que en su exterior; (b) la gestión de las áreas protegidas contempla explícitamente la conservación de especies, lo que hace más probable que las especies estén presentes en ellas que en comparación con áreas equivalentes fuera de reservas (Alagador *et al.*,

2011); (c) la conservación de especies no siempre requiere grandes áreas (Lobo & Araújo, 2003; Sánchez Fernández *et al.*, 2008; Hernández-Manrique, 2012); (d) la teoría de biogeografía de islas predice que el 10% de un área conservará el 50% de las especies previamente presentes (Diamond & May, 1976). Es de esperar en definitiva de este umbral del 10% una representación de especies en áreas protegidas netamente superior, máxime si se tiene en cuenta que la rejilla UTM es una construcción cartográfica virtual que no provoca destrucción ni fragmentación real en especies, hábitats o áreas protegidas, ya que tales elementos pueden extenderse ampliamente en cuadrículas UTM adyacentes. No obstante lo anterior, un UR del 10% puede dejar aparentemente fuera áreas protegidas con hábitats importantes para algunas especies cuya extensión superficial sea limitada, como por ejemplo hábitats riparios importantes para odonatos o hábitats cavernícolas para quirópteros; será por ello necesario un análisis más detallado de algunos de los elementos de conservación incluidos en el presente estudio.

Por otro lado, es apropiado tener en cuenta el concepto de responsabilidad regional, que deriva del hecho de que las propias cuadrículas UTM de 10 x 10 km tienen una extensión variable en el área de estudio, Extremadura, que adopta en ocasiones valores muy bajos (*e.g.*, 0,1%, 1%, 2%, etc.). Tan bajos que su propia existencia puede ser cuestionable desde la perspectiva de la precisión cartográfica, según la escala y el factor de tolerancia utilizado en el SIG. En todo caso, la muy escasa extensión de tales cuadrículas en Extremadura hace cuestionable que su consideración sea relevante a efectos de conservación de la biodiversidad, si no es más allá (y no más acá) de la frontera regional del área de estudio. Por ello se utilizó un **umbral de extensión (UE)** de cuadrículas en la región para considerarlas a efectos del presente análisis de huecos. Un análisis de la distribución de valores permitió establecer un UE=3%, que es la extensión de cuadrícula que queda fuera del intervalo de confianza del 99%. Esto significa que toda cuadrícula UTM con una extensión en Extremadura igual o inferior al 3% no será considerada un hueco en RAPEX. Es la misma lógica que se utiliza en cuadrículas terrestres situadas en la costa, cuando su fracción terrestre es muy reducida (*e.g.*, Assunção-Albuquerque *et al.*, 2012; Sánchez-Fernández *et al.*, 2015).

Una vez fijados los umbrales a utilizar, en lo que respecta al análisis de huecos de representación de especies propiamente dicho, se pueden utilizar **criterios de infrarrepresentación** más o menos exigentes, en un rango que va desde más liberales (a) *no representados al menos una vez* (se entiende que al menos una población viable), pasando por eclécticos (b) *menos representados que en proporción al tamaño de la red* (en nuestro caso *ca.* 30%); hasta más exigentes (c) *no representados en proporción inversa al*

área de distribución del elemento (excluyendo especies biogeográficamente inadecuadas, sólo marginalmente presentes en la región; Maiorano *et al.*, 2015). Sobre la base del principio de precaución, la ineficiencia demostrada de las aproximaciones menos exigentes (Wiersma & Nudds, 2006; Justus *et al.*, 2008) y la falta de estudios de viabilidad de poblaciones antes mencionados, se optó por utilizar criterios basados en la distribución de la red de áreas protegidas y de los elementos de conservación. La distribución es un indicador del estado de las poblaciones (Rodrigues *et al.*, 2004a; Real *et al.*, 2006b), y puede medirse de distintas maneras: la extensión de presencia (EEO, *extent of occurrence*) –en ausencia de datos del área de ocupación (AOO, *area of occupancy*)–, la endemidad y la amenaza según la UICN. Probablemente, los criterios UICN constituyen la medida más pragmática, ya que integran aspectos demográficos y biogeográficos para establecer una probabilidad de persistencia para cada especie estudiada –que es además útil en el planeamiento para la conservación (Drummond *et al.*, 2009), y están disponibles para numerosas especies.

Es por esto que, no obstante la dificultad y cierto grado de arbitrariedad –en ausencia del conocimiento adecuado– de los anteriores objetivos de representación, en el análisis de huecos *sensu stricto* se puede incorporar una valoración de riesgos de la siguiente manera. Cualquiera que sea el objetivo de representación mínimo fijado, se considerarán como elementos de conservación infrarrepresentados aquellos que no alcanzando el mismo: (a) sean especies amenazadas o endémicas, ya que su distribución y/o factores de amenaza las sitúan bajo riesgo (Rodrigues *et al.*, 2004a); (b) constituyan grandes concentraciones de especies (puntos calientes de riqueza, amenaza o endemidad), por constituir áreas de muy alto valor en conservación (Rodrigues *et al.*, 2004b). Además, es necesario añadir dos criterios biogeográficos: (a) no se considerarán especies hueco a aquellos taxones infrarrepresentados que tengan muy baja frecuencia en Extremadura, cuando ello sea debido a distribuciones geográficas amplias que intersectan la región sólo en su borde; de otro modo se daría a tales taxones una importancia preponderante en la contribución regional para la conservación de la biodiversidad, cuando se trata de distribuciones geográficas marginales en cuya protección Extremadura apenas puede realizar una contribución relevante (Langhammer *et al.*, 2007; Maiorano *et al.*, 2015); (b) no se considerarán especies hueco aquellos taxones infrarrepresentados que tengan muy alta frecuencia en Extremadura y en RAPEX, esto es una distribución regional muy amplia indicadora de importantes poblaciones en la región y en las áreas protegidas; de otro modo este tipo de taxones dominarían los resultados, cuando una importante fracción de su distribución y poblaciones ya están cubiertas, valor que será establecido en el cuartil superior de representación (25% de especies mejor representadas). Específicamente, las especies que estén infrarrepresentadas

conforme a su objetivo de representación serían huecos totales o parciales, en caso contrario estarían cubiertas (Rodrigues *et al.*, 2004b). Se denominarán:

- *Especies excluidas*: especies completamente fuera de RAPEX. Serán hueco sólo si amenazadas y/o endémicas.
- *Especies infrarrepresentadas*: especies dentro de RAPEX que no satisfacen su objetivo de representación. Serán hueco sólo si amenazadas y/o endémicas.
- *Especies cubiertas*: especies total o parcialmente dentro de RAPEX, que sí satisfacen su objetivo de representación.

En cuanto a los puntos calientes de riqueza, amenaza y endemidad, dado que sus objetivos de representación son del 100%, tendremos:

- *Puntos calientes excluidos*: aquellos completamente fuera de RAPEX. Serán considerados hueco en todo caso.
- *Puntos calientes infrarrepresentados*: aquellos parcialmente dentro de RAPEX, y que por tanto no satisfacen su objetivo de representación. Serán considerados hueco en todo caso.
- *Puntos calientes cubiertos*: aquellos completamente dentro de RAPEX, y que por tanto sí satisfacen su objetivo de representación.

RESULTADOS

Especies, especies amenazadas y especies endémicas

Los resultados de representación única de especies en la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX), se muestran en la Tabla 6.4. Aproximadamente el 98-100% del conjunto total de especies estudiadas están incluidas al menos una vez en RAPEX para un UR=0-10%; este resultado es muy robusto a la variación de UR hasta el 50%. En determinados grupos taxonómicos (anfibios, reptiles, mamíferos) se alcanza el 100% de representación con muy alta probabilidad. Además, RAPEX acoge al 94-100% de las especies amenazadas, el 100% de las endémicas y el 95% de las incluidas en las Directivas de Aves y Hábitats —el 100% si se excluyen especies biogeográficamente inadecuadas; ver más adelante—. Este es el caso de las cinco especies de la Directiva Aves que podrían estar ausentes de RAPEX para un UR=10% (*Botaurus stellaris*, *Charadrius alexandrinus*, *Porzana parva*, *Chlidonias niger*, *Acrocephalus melanopogon*); todas ellas son aves migradoras

con muy amplias distribuciones en Eurasia, África e incluso América, pero extremadamente raras en Extremadura (cita en cuadrícula única, dos en la última especie). Los rangos de valores son debidos a la incertidumbre asociada a la diferencia de escala entre los mapas de distribución de especies *versus* áreas protegidas.

| UR | Total | Mamíferos (64) | Aves (198) | Reptiles (26) | Anfibios (17) | Odonatos (55) | Amenazadas (84) | Endémicas (18) | Dir. Hábitat (35) | Dir. Aves (67) | Dir. (ambas; 102) |
|-----|-------|----------------|------------|---------------|---------------|---------------|-----------------|----------------|-------------------|----------------|-------------------|
| 0% | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 5% | 98,9 | 100 | 98,5 | 100 | 100 | 98,2 | 96,6 | 100 | 100 | 95,5 | 97,1 |
| 10% | 98,3 | 100 | 97,4 | 100 | 100 | 98,2 | 94,4 | 100 | 100 | 92,5 | 95,1 |
| 25% | 98,3 | 100 | 97,4 | 100 | 100 | 98,2 | 94,4 | 100 | 100 | 92,5 | 95,1 |
| 33% | 98,3 | 100 | 97,4 | 100 | 100 | 98,2 | 94,4 | 100 | 100 | 92,5 | 95,1 |
| 50% | 97,1 | 96,6 | 96,4 | 100 | 100 | 98,2 | 91,0 | 100 | 97,1 | 91,0 | 93,1 |

Tabla 6.4. Porcentaje de especies cubiertas al menos una vez en la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) para distintos umbrales de representación (UR). Los números en la fila de título indican el número de especies. Resultados globales y desglosados por grupo taxonómico.

En cuanto a los resultados de la valoración de la *infrarrepresentación de las especies amenazadas* (i.e., representación múltiple) en RAPEX se refiere (Tabla 6.5), los anfibios constituyen el único grupo taxonómico sin especies hueco amenazadas para un UR del 10%. Odonatos, reptiles, mamíferos y aves muestran especies hueco amenazadas en un rango de 16,7-36,4% (1-11 especies). Los grupos taxonómicos de aves y mamíferos ya desde el UR del 0% presentan algunas especies hueco, esto es, a la vez amenazadas e infrarrepresentadas en RAPEX.

| UR | Odonatos (11 sspp) | | Anfibios (6 sspp) | | Reptiles (6 sspp) | | Mamíferos (18 sspp) | | Aves (43 sspp) | |
|-----|--------------------|-------|-------------------|-------|-------------------|-------|---------------------|-------|----------------|-------|
| | n | P | n | p | n | p | n | p | n | p |
| 0% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 1 | 5.6% | 4 | 9.3% |
| 5% | 2 | 18.2% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 1 | 5.6% | 7 | 16.3% |
| 10% | 4 | 36.4% | 0 | 0.0% | 1 | 16.7% | 3 | 16.7% | 11 | 25.6% |
| 25% | 5 | 45.5% | 0 | 0.0% | 2 | 33.3% | 6 | 33.3% | 21 | 58.1% |
| 33% | 5 | 45.5% | 1 | 16.7% | 2 | 33.3% | 6 | 33.3% | 25 | 58.1% |
| 50% | 7 | 63.6% | 3 | 50.0% | 2 | 33.3% | 12 | 66.7% | 30 | 69.8% |

Tabla 6.5. Número (n) y porcentaje (p) de especies *amenazadas* infrarrepresentadas (i.e., no cubren sus objetivos de conservación) en la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) para distintos umbrales de representación (UR). Resultados desglosados por grupo taxonómico.

Respecto a los resultados de la *infrarrepresentación de las especies endémicas* en RAPEX (Tabla 6.6), sólo las aves están infrarrepresentadas y con una única especie (*Aquila adalberti*) para todo UR. Los odonatos constituyen el único grupo taxonómico que no presenta ninguna especie hueco endémica

para todo UR, anfibios y mamíferos empiezan a mostrar especies hueco al 50% (3 y 1 especies, respectivamente) y los reptiles al 33% (1 especie).

| UR | Odonatos (1 sspp) | | Anfibios (6 sspp) | | Reptiles (5 sspp) | | Mamíferos (5 sspp) | | Aves (1 sspp) | |
|-----|-------------------|------|-------------------|-------|-------------------|-------|--------------------|-------|---------------|--------|
| | n | P | n | p | n | p | n | p | n | p |
| 0% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 1 | 100.0% |
| 5% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 1 | 100.0% |
| 10% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 1 | 100.0% |
| 25% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 1 | 100.0% |
| 33% | 0 | 0.0% | 0 | 0.0% | 1 | 20.0% | 0 | 0.0% | 1 | 100.0% |
| 50% | 0 | 0.0% | 3 | 50.0% | 1 | 20.0% | 1 | 20.0% | 1 | 100.0% |

Tabla 6.6. Número (n) y porcentaje (p) de especies *endémicas* infrarrepresentadas (i.e., no cubren sus objetivos de conservación) en la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX) para distintos umbrales de representación (UR). Resultados desglosados por grupo taxonómico.

En conjunto, los taxones amenazados y/o endémicos infrarrepresentados suman 19 *especies hueco* (ver más adelante), sólo coincidiendo ambas categorías en el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*; Tabla 6.7). Todos los grupos estudiados salvo anfibios presentan especies hueco (n=1-11), el menos numeroso los reptiles y el que más las aves. El número de cuadrículas UTM de 10 x 10 km implicadas, tanto en la extensión de presencia (n=1-269) como en los objetivos de conservación (n=0.3-174.9) y la cobertura por RAPEX (n=0-168), es muy heterogéneo en el conjunto de especies hueco; como resultado, también lo es el número de cuadrículas deficitarias (n=0.3-37.0; Tabla 6.7) de representación en RAPEX.

| GRUPO / FAMILIA | GÉNERO | ESPECIE | UICN Internacional | UICN España | UICN Extremadura | Endemismo ibérico | Directiva Aves | Directiva Hábitats | EOO | OC | RAPEX (UR=10%) | Nº UTM Deficitarias | Resultados revisados por distribución y hábitat |
|--------------------|----------------------|---------------------|-----------------------|----------------|---------------------|----------------------|-------------------|-----------------------|-----|-------|----------------|------------------------|--|
| ODONATOS | | | | | | | | | | | | | |
| Coenagrionidae | <i>Coenagrion</i> | <i>caerulescens</i> | LC | VU | VU | | | | 10 | 5,5 | 5,0 | -0,5 | 0,0 |
| Corduliidae | <i>Macromia</i> | <i>splendens</i> | VU | CR | DI | | * | | 16 | 16,0 | 15,0 | -1,0 | 0,0 |
| Gomphidae | <i>Onychogomphus</i> | <i>costae</i> | NT | VU | NE | | | | 1 | 0,3 | 0,0 | -0,3 | 0,0 |
| Corduliidae | <i>Oxygastra</i> | <i>curtisii</i> | NT | EN | DI | | | * | 32 | 22,4 | 22,0 | -0,4 | 0,0 |
| REPTILES | | | | | | | | | | | | | |
| Emydidae | <i>Mauremys</i> | <i>leprosa</i> | NE | VU | DI | | | * | 274 | 164,4 | 150,0 | -14,4 | 0,0 |
| MAMÍFEROS | | | | | | | | | | | | | |
| Vespertilionidae | <i>Miniopterus</i> | <i>schreibersii</i> | NT | VU | SAH | | * | | 34 | 17,0 | 16,0 | -1,0 | 0,0 |
| Vespertilionidae | <i>Myotis</i> | <i>myotis</i> | LC | VU | SAH | | * | | 39 | 19,5 | 19,0 | -0,5 | 0,0 |
| Rhinolophidae | <i>Rhinolophus</i> | <i>mebelyi</i> | VU | EN | EN | | | * | 27 | 25,7 | 14,0 | -11,7 | -1,7 |
| AVES | | | | | | | | | | | | | |
| Accipitridae | <i>Aquila</i> | <i>adalberti</i> | VU | EN | EN | * | * | | 41 | 39,0 | 34,0 | -5,0 | -5,0 |
| Accipitridae | <i>Hieraaetus</i> | <i>fasciatus</i> | EN | EN | SAH | | * | | 132 | 132,0 | 95,0 | -37,0 | -37,0 |
| Accipitridae | <i>Milvus</i> | <i>milvus</i> | NT | EN | VU | | * | | 269 | 174,9 | 168,0 | -6,9 | 0,0 |
| Accipitridae | <i>Neophron</i> | <i>percnopterus</i> | EN | EN | VU | | * | | 140 | 140,0 | 117,0 | -23,0 | -23,0 |
| Ardeidae | <i>Botaurus</i> | <i>stellaris</i> | LC | CR | EN | | * | | 1 | 0,6 | 0,0 | -0,6 | 0,0 |
| Charadriidae | <i>Charadrius</i> | <i>alexandrinus</i> | LC | VU | DI | | * | | 1 | 0,6 | 0,0 | -0,6 | 0,0 |
| Otididae | <i>Otis</i> | <i>tarda</i> | VU | VU | SAH | | * | | 99 | 89,1 | 68,0 | -21,1 | -21,1 |
| Scolopacidae | <i>Tringa</i> | <i>totanus</i> | LC | VU | DI | | | | 3 | 1,8 | 1,0 | -0,8 | 0,0 |
| Sternidae | <i>Chlidonias</i> | <i>niger</i> | LC | EN | DI | | * | | 1 | 0,7 | 0,0 | -0,7 | 0,0 |
| Sylviinae | <i>Acrocephalus</i> | <i>melanopogon</i> | LC | VU | DI | | * | | 2 | 1,2 | 0,0 | -1,2 | 0,0 |
| Turdinae | <i>Cercotrichas</i> | <i>galactotes</i> | NE | EN | VU | | | | 68 | 44,2 | 36,0 | -8,2 | -8,2 |

Tabla 6.7. Especies hueco amenazadas y/o endémicas para un UR del 10%: listado taxonómico, categorías de amenaza UICN (explicación de las abreviaturas en Tabla 3.2), endemismo ibérico (*), inclusión en Anexos de las Directivas de Aves y Hábitats (*), extensión de presencia en Extremadura en cuadrículas UTM (EOO), objetivo de conservación en cuadrículas UTM (OC), cobertura por RAPEX en número de cuadrículas UTM, y número de cuadrículas UTM de 10 x 10 km deficitarias de áreas protegidas en su interior para solventar el déficit de cada especie (consideradas aisladamente). La última columna, de “Resultados revisados por distribución y hábitat”, corrige la anterior mediante un análisis de escala amplia (extensión biogeográfica) y/o de detalle (hábitat local).

Puntos calientes de riqueza, amenaza y endemidad

La distribución del número de huecos por UR diferenciando entre los tres tipos de *puntos calientes* (riqueza, amenaza y endemidad) se muestra en la Tabla 6.8. El número de cuadrículas clasificables como hueco es limitado para el UR elegido del 10%, y aumenta notablemente para el UR más exigente del 50%, donde es mayor en los puntos calientes de riqueza y endemidad, en este orden. El número de cuadrículas hueco de amenaza es mínimo, con sólo una para un amplio rango de UR que excluye sólo el más permisivo (0%).

| UR | Riqueza Nº huecos | Amenaza Nº huecos | Endemidad Nº huecos |
|-----|----------------------|----------------------|------------------------|
| 0% | 0 | 0 | 0 |
| 5% | 1 | 1 | 0 |
| 10% | 3 | 1 | 0 |
| 25% | 9 | 1 | 1 |
| 33% | 9 | 1 | 1 |
| 50% | 19 | 1 | 5 |

Tabla 6.8. Distribución del número de huecos para un rango de umbrales de representación (UR) y los tres tipos de puntos calientes (riqueza, amenaza y endemidad).

Como se puede observar en la Tabla 6.8, para un UR del 10% resultaron tres *puntos calientes hueco de riqueza* (Figuras 6.1, 6.4, 6.5 y 6.6). Están localizados en el entorno de los siguientes lugares (entre paréntesis la cuadrícula UTM y áreas RAPEX incluidas):

- Sierra de Santa Olalla, entre Cilleros y Perales del Puerto (29TPE94; incluye el LIC y ZEPA “*Sierra de Gata (y Valle de las Pilas)*” y el LIC “*Riveras de Gata y Acebo*”);
- picos de Santa Bárbara y el Canalizo, entre Plasencia y Malpartida de Plasencia (29TQE53; incluye los LIC “*Ríos Alagón y Jerte*” y “*Arroyos Barbaon y Calzones*”);
- picos de Tres Cruces, Cabeza y Canchal, al sur de Jaraíz de la Vera (30TTK63; incluye el LIC y ZEPA “*Río (y Pinares del) Tiétar*”, y la ZEPA “*Colonias de cernícalo primilla de Jaraíz de la Vera*”).

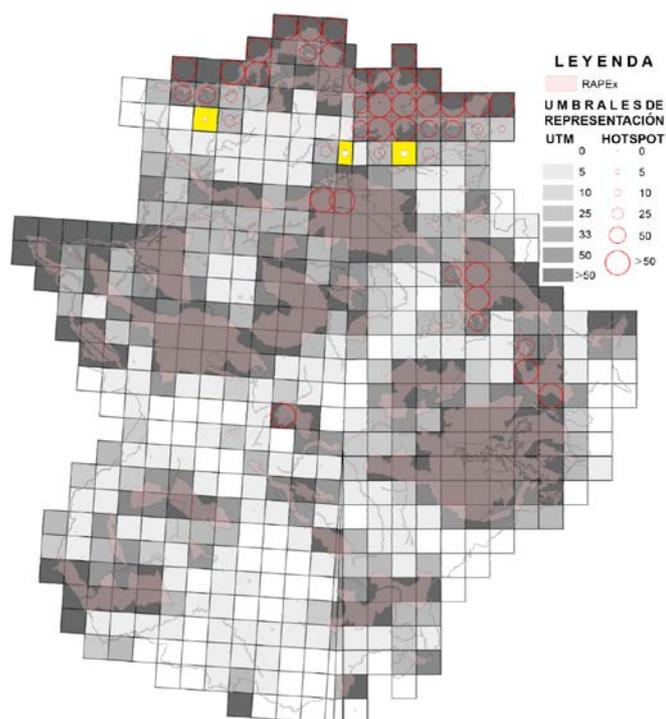


Fig. 6.1. Distribución geográfica de los puntos calientes de riqueza (círculos rojos) en cuadrículas UTM de 10x10 km (cuadrados grises) sobre la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX); los puntos calientes que son hueco de infrarrepresentación están en amarillo. La gradación de tonos de gris en las cuadrículas (UTM) y del tamaño de los círculos (HOTSPOTS) señalan el umbral de representación en el que estos elementos de conservación se ven infrarrepresentados (e.g., el tono de gris y el tamaño del círculo con un valor de 5 significan que, para un umbral de representación del 5%, la cuadrícula no es considerada cubierta por RAPEX ni tampoco el punto caliente que pueda ocuparla).

El único *punto caliente hueco de amenaza* para un UR del 10% (Tabla 6.8) está situado en el entorno de Sierra Vieja, junto a la localidad de Feria, en la cuadrícula 29SQC1694 (Figura 6.2 y 6.7). En esta cuadrícula se localizan los LIC “*Sierra de María Andrés*” y “*Mina los Castillejos*”.

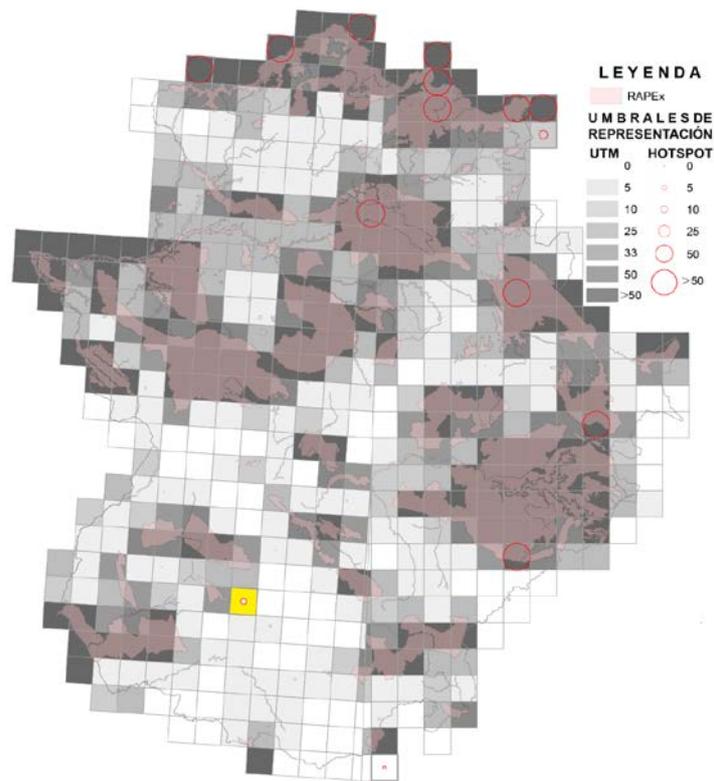


Fig. 6.2. Distribución geográfica de los puntos calientes de amenaza (círculos rojos) en cuadrículas UTM de 10x10 km (cuadrados grises) sobre la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX); los puntos calientes que son hueco de infrarrepresentación están en amarillo. La gradación de tonos de gris en las cuadrículas (UTM) y del tamaño de los puntos calientes (HOTSPOTS) señalan el umbral de representación en el que estos elementos de conservación se ven infrarrepresentados (*e.g.*, el tono de gris y el tamaño del círculo con un valor de 5 significan que, para un umbral de representación del 5%, la cuadrícula no es considerada cubierta por RAPEX ni tampoco el punto caliente que pueda ocuparla).

Finalmente, no resultaron puntos calientes hueco de endemividad para un UR del 10% (Tabla 6.8 y Figura 6.3).

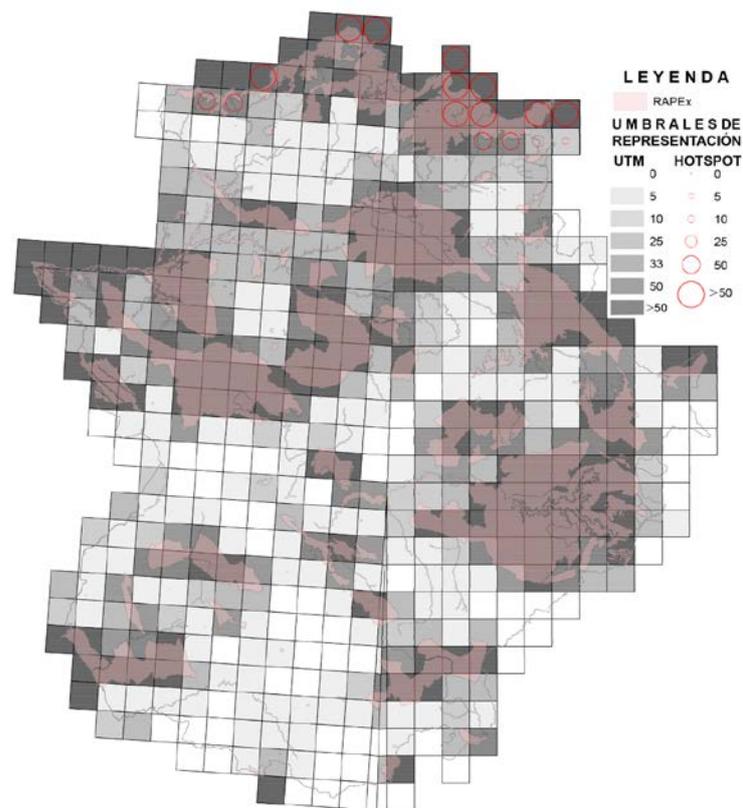


Fig. 6.3. Distribución geográfica de los puntos calientes de endemidad (círculos rojos) en cuadrículas UTM de 10x10 km (cuadrados grises) sobre la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX); no hay puntos calientes hueco. La gradación de tonos de gris en las cuadrículas (UTM) y del tamaño de los puntos calientes (HOTSPOTS) señalan el umbral de representación en el que estos elementos de conservación se ven infrarrepresentados (*e.g.*, el tono de gris y el tamaño del círculo con un valor de 5 significan que, para un umbral de representación del 5%, la cuadrícula no es considerada cubierta por RAPEX ni tampoco el punto caliente que pueda ocuparla).

Las siguientes cuadrículas fueron excluidas de la clasificación de hueco de conservación como consecuencia de presentar menos del 3% de su superficie en Extremadura: 30TUK04 (situada al noreste) y 30STH40 (situada al sureste).

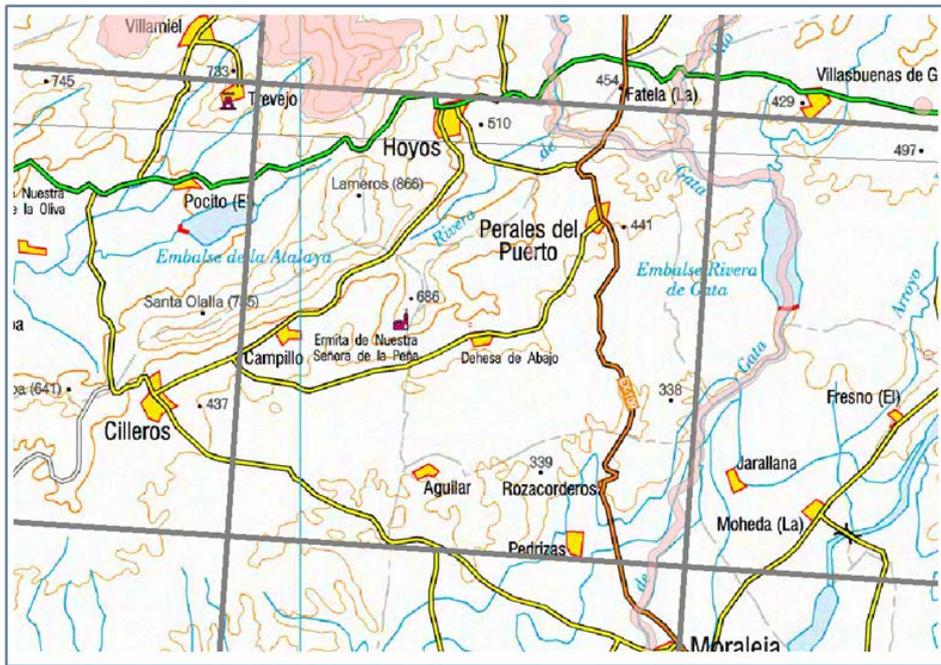


Fig. 6.4. Punto caliente de riqueza infrarrepresentado en RAPEX: 29TPE94

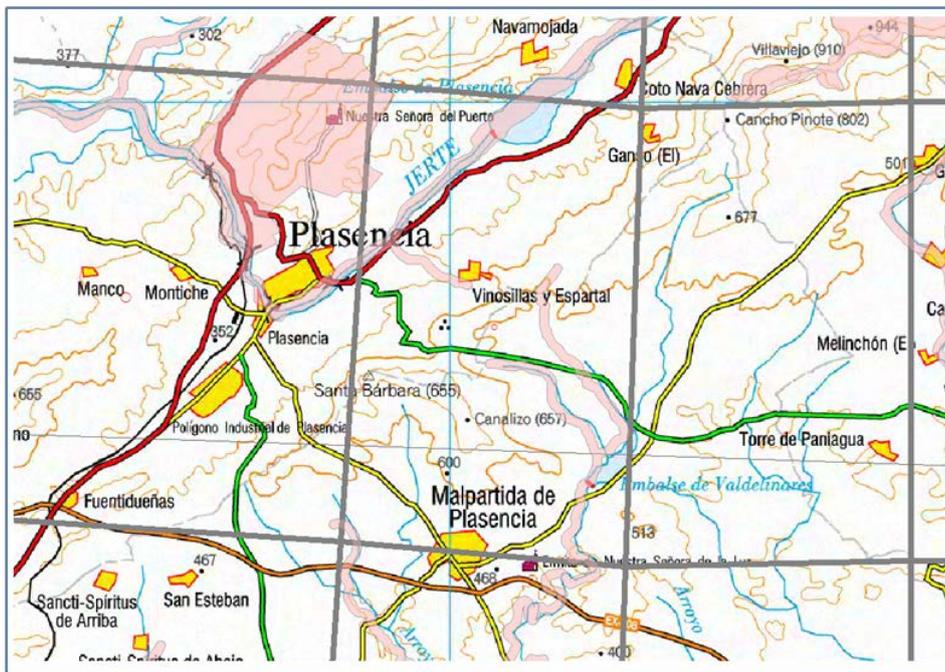


Fig. 6.5. Punto caliente de riqueza infrarrepresentado en RAPEX: 29TQE53

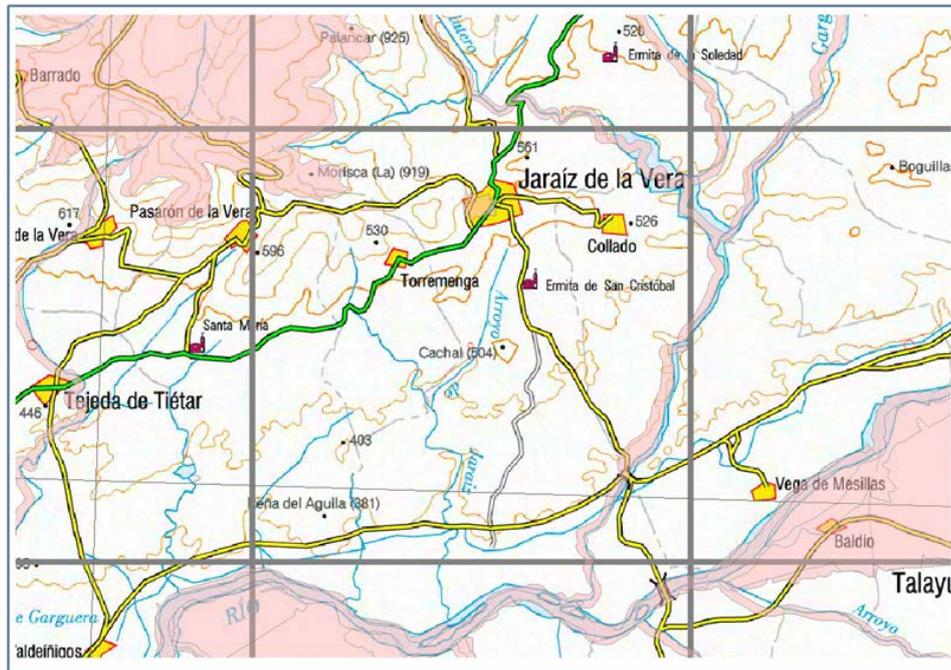


Fig. 6.6. Punto caliente de riqueza infrarrepresentado en RAPEX: 30TTK63

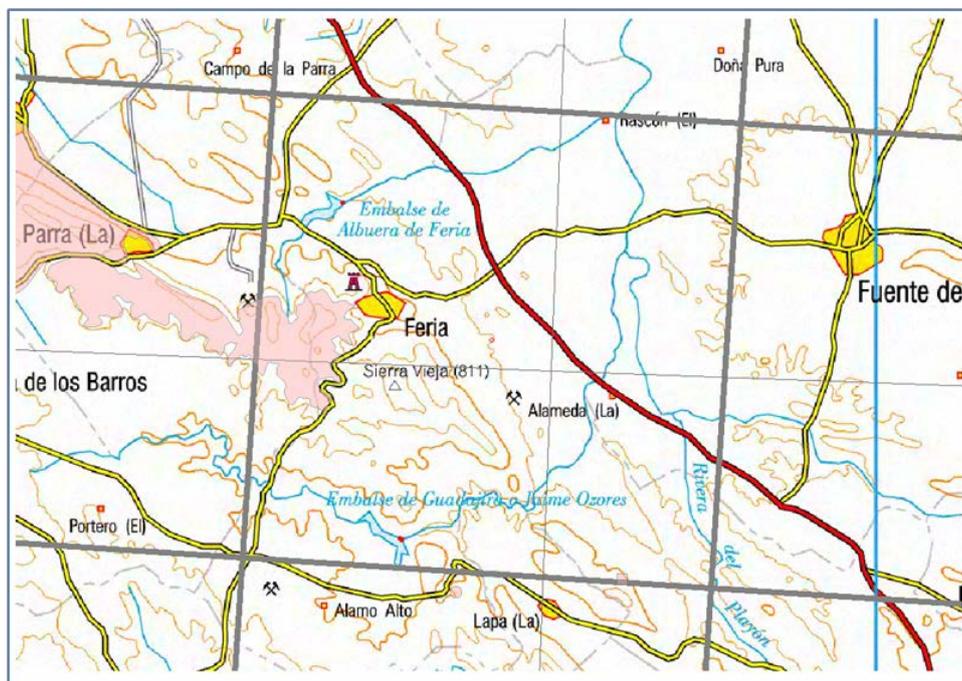


Fig. 6.7. Punto caliente de amenaza infrarrepresentado en RAPEX: 29SQC1694

DISCUSIÓN

Los análisis de huecos en la evaluación de reservas

Las áreas protegidas son con toda probabilidad una de las principales herramientas para la conservación de la biodiversidad, ocupando actualmente un 12,9-13,4% del área terrestre global (Jenkins & Joppa, 2009; Coad *et al.*, 2010), o un 10,1-15,5% según otros autores (Soutullo, 2010). Es por ello que su diseño rara vez se inicia desde cero; por el contrario, se encuentra generalmente con áreas previamente diseñadas que es necesario considerar (Langhammer *et al.*, 2007). Ello convierte el proceso en lo que se denomina como *'gap analysis'* o análisis de huecos, correspondencias, diferencias, desajustes, etc. (Scott *et al.*, 1993). Este ejercicio consta de dos pasos, el primero la evaluación de la red de áreas protegidas existente, identificando los huecos que pueda tener, y el segundo el diseño para la expansión de la red que solucione tales huecos. En el presente y último capítulo de esta memoria se realiza el primer paso, dejando el segundo para un futuro estudio. Como todo análisis de huecos, los resultados dependen en gran medida de la calidad de la base de datos así como de los objetivos de conservación establecidos, que deben estar especialmente justificados. Nuevos y mejores datos, por ejemplo la adición de especies acuáticas (*e.g.*, Hermoso *et al.*, 2015), así como objetivos basados en un mejor conocimiento, permitirán ulteriores análisis en un proceso que es, en definitiva, iterativo (Langhammer *et al.*, 2007; Jenkins *et al.*, 2013). Ello no invalida los resultados actuales, que tienen validez por derecho propio cuando están basados en la mejor información y los mejores criterios disponibles.

En todo caso, el estudio de Extremadura tiene, además de un interés regional, también una importancia extendida por su posición biogeográfica en el contexto de la región mediterránea (Araújo *et al.*, 2007), su importancia en la península ibérica (*e.g.*, Lobo & Araújo, 2003; Rey *et al.*, 2003; Martínez *et al.*, 2006; López-López *et al.*, 2011) y su importancia en el contexto europeo (*e.g.*, Assunção-Albuquerque *et al.*, 2012; Albuquerque *et al.*, 2013; Abellán & Sánchez-Fernández, 2015).

Especies: representación única

Los resultados de objetivos de representación única (al menos una vez) y simple (igual para todo elemento de conservación), muestran que RAPEX ofrece cobertura a la práctica totalidad de especies. Efectivamente, todas las especies estudiadas pudieran estar dentro de RAPEX (UR=0%), y probablemente lo están más del 98% de ellas (UR=10%). Estos resultados superan los de cualquier

país europeo evaluado por Maiorano *et al.*, (2015), con un valor medio del EU28 de 32,6% (29,35% en España y 70,02% el máximo de Eslovenia), los de las áreas protegidas de Portugal evaluado por Araújo (1999) con un 89%, los del sureste asiático en el estudio de Catullo *et al.*, (2008) con 92,5%, y los globales de Rodrigues *et al.*, (2004a) con un 88% de vertebrados terrestres representados al menos una vez en su rango de distribución. La cobertura en Extremadura es sorprendentemente elevada si se considera que la mayoría de estas especies no fueron objetivo del diseño de la red. Además, apenas hay diferencias de representación única entre los grupos taxonómicos estudiados, siempre inferiores a los dos puntos, lo que demuestra una representación muy equilibrada de la fauna estudiada. En la medida en que ésta fuera indicadora del resto de grupos terrestres no estudiados (Drummond *et al.*, 2009), la cobertura taxonómica ofertada por RAPEX podría ser considerable; esta es una importante cuestión que deberá ser objeto de investigaciones futuras, ya que no están garantizados resultados positivos (*e.g.*, D'Amen *et al.*, 2013).

En la misma notable medida alcanzan representación única las especies amenazadas y endémicas, pues todas podrían estar representadas, y muy probablemente lo están la gran mayoría. Las especies aparentemente excluidas, un odonato (*Onychogomphus costae*) y cuatro aves (*Botaurus stellaris*, *Charadrius alexandrinus*, *Chlidonias niger* y *Acrocephalus melanopogon*), son extremadamente raras en Extremadura, lo que explica su rareza en RAPEX. El odonato es un endemismo ibero-magrebí raro en todo su rango, que ocupa las zonas más áridas de España y sobre todo Marruecos, y que en España se distribuye principalmente en la mitad sur y este (Sánchez *et al.*, 2009). Todas las anteriores especies de aves son acuáticas migradoras, y poseen muy amplias distribuciones en Eurasia, África e incluso América (Madroño *et al.*, 2004), pero son extremadamente raras en Extremadura (cita única, salvo la última especie con dos). En conjunto, coinciden en estas especies en Extremadura las características de muy baja frecuencia con el borde de su distribución, lo que demuestra una situación regional marginal. En un análisis regional, las especies raras dentro pero con amplia distribución fuera de la región ostentan una muy baja irremplazabilidad: existen muchas opciones de conservación de la especie fuera de la región (Langhammer *et al.*, 2007). Ello desaconseja sobre una base biogeográfica su consideración como *especies hueco*, y en definitiva cualquier modificación de RAPEX por su causa.

Las especies de los anexos de las Directivas de Aves y Hábitats mostraron asimismo muy elevada representación única, completa en la Directiva de Hábitats. En la de Aves pudiera excluir un reducido número de especies, que son las anteriormente citadas (*Botaurus stellaris*, *Charadrius*

alexandrinus, *Chlidonias*, *niger* y *Acrocephalus melanopogon*) más la polluela bastarda (*Porzana parva*). También esta última, como se ha dicho para el resto de especies, son aves migradoras con muy amplias distribuciones en Eurasia, África e incluso América, pero extremadamente raras en Extremadura (Madroño *et al.*, 2004). La aparente exclusión de estas especies acuáticas de RAPEX es un probable producto espurio de la escala espacial de análisis y la rareza de los hábitats acuáticos, que un análisis específico más detallado permite corregir. En efecto, la más detallada base de datos CONFAUNEX, del Grupo de Investigación en Biología de la Conservación (GIC) de la Universidad de Extremadura, revela que varias de estas especies han sido citadas en humedales dentro de RAPEX; son los casos del chorlitejo patinegro y el fumarel común, con citas por ejemplo en la ZEPA “*Embalse de los Canchales*” (y también en otras), o de la polluela bastarda, citada en entorno de la ZEPA “*Embalse de Arrocampo*” y de la ZEPA y LIC “*Puerto Peña – Los Golondrinos*”. Más allá de la probable cobertura de todas estas especies por RAPEX, y por las mismas razones biogeográficas antes expuestas –muy baja frecuencia en el borde de la distribución de las especies (Langhammer *et al.*, 2007)– queda desaconsejada su consideración como *especies huérfano* en Extremadura, y por tanto la modificación de RAPEX por su causa.

En teoría, el requerimiento mínimo de representación única de una especie asume la inclusión en la red de áreas protegidas de al menos una población viable. Ello requiere no sólo un número mínimo de individuos suficiente para prevenir todo tipo de estocasticidades (genética, demográfica, ambiental, catástrofes; Soulé, 1987), sino también el entramado ecológico necesario para la persistencia de la especie a largo plazo, incluyendo la variabilidad ambiental y los cambios humanos. Estos requisitos son distintos para cada especie, y su cálculo requiere información de gran calidad para cada una de ellas (*e.g.*, Allen *et al.*, 2001), por lo que están más allá del alcance de este estudio. Aunque no la reemplaza, una mejor aproximación al problema es la representación de múltiples poblaciones en distintos lugares, aspecto discutido en el siguiente apartado.

Especies: representación múltiple

Los resultados de representación múltiple (más de una vez) bajo porcentajes mínimos específicos (objetivos distintos para cada elemento) permiten desagregar las especies amenazadas en dos grupos. El primero es el más grande, contiene a la mayoría de las especies amenazadas (92,3%) y se caracteriza por el cumplimiento estricto de sus objetivos de representación específicos; la mayor parte de las mismas está representada en una fracción de su distribución geográfica próxima a su

objetivo de conservación, mientras que un número decreciente de especies está sobrerrepresentada en grado diverso. El segundo grupo de especies amenazadas es comparativamente reducido pero apreciable (7,4%), y se caracteriza por estar infrarrepresentado en grado diverso. Aún más diferenciadas están las especies endémicas, donde sólo una especie (5.6%) está infrarrepresentada; esta única especie está además amenazada (*Aquila adalberti*). Estos resultados superan la evaluación de especies amenazadas del sureste asiático de Catullo *et al.*, (2008) con 31,8%, y la evaluación global de Rodrigues *et al.*, (2004b) con un 89% infrarrepresentadas. Sin embargo no se pueden relacionar, lamentablemente, con otras evaluaciones como la regional de Estrada *et al.*, (2008), o la europea de Maiorano *et al.*, (2013), dado que los métodos (modelos geográficos y ausencia de objetivos de conservación) no son comparables. La consideración de estos taxones como *especies hueco*, y por tanto su propuesta para la modificación de la Red de Áreas Protegidas de Extremadura, se discute a continuación.

Cuatro especies de odonatos resultaron aparentemente infrarrepresentadas, si bien en escasa medida. Tres de ellas serían deficitarias en una fracción de cuadrícula UTM de la mitad o menos (*Coenagrion caerulescens*, *Macromia splendens*, *Onychogomphus costae*), mientras que la cuarta lo estaría en una única cuadrícula (*Oxygastra curtisii*). Todas estas especies ocupan hábitats fluviales, desde cursos altos con aguas limpias y bien oxigenadas (*C. caerulescens*, *M. splendens*, *O. curtisii*) a cursos permanentes y caudalosos junto con su llanura de inundación (*O. costae*) (Verdú & Galante, 2006). Sus distribuciones son fundamentalmente Ibero-Magrebíes (*C. caerulescens* y *O. costae*), o alcanzan a otros países europeos además de Iberia (*M. splendens*) y el Magreb (*O. curtisii*) (Verdú & Galante, 2006). Las dos especies de distribución Ibero-Magrebí (*C. caerulescens* y *O. costae*) son muy raras en Extremadura (cuatro y una citas, respectivamente), pero también en el resto de Iberia (Torrallba-Burial *et al.*, 2011; Ocharan *et al.*, 2011). Siendo en todo caso recomendable un mejor conocimiento de su distribución, en lo que respecta a RAPEX se hace necesario un estudio de escala espacial detallada y, consecuencia de este, considerar el diseño de microrreservas. Por el contrario, las otras dos especies (*M. splendens*, *O. curtisii*) no son raras en Extremadura aunque sí localizadas, y la región posee poblaciones relevantes en el contexto ibérico (Azpilicueta *et al.*, 2008a,b). Son especies muy amenazadas en España (Verdú & Galante, 2009), de estado poco conocido en Extremadura, que harían también recomendable considerar el uso de microrreservas para su conservación. Sin embargo, es importante hacer notar que las áreas protegidas fluviales tienen por su propia naturaleza una escasa superficie (un búfer de cien metros de radio en torno al curso), lo que las hace particularmente sensibles a una ausencia aparente de cobertura de especies consecuencia del uso de

umbrales de representación. Es por ello que se revisó detalladamente la distribución espacial de cada potencial especie hueco de odonato con la base de datos CONFAUNEX, particularmente en lo que respecta a la existencia de hábitats riparios que satisfagan sus objetivos de conservación evitando el filtro ejercido por el umbral de representación utilizado (UR=10%). Como resultado, todas las especies de odonatos cumplen sus objetivos, puesto que proveen hábitats riparios en áreas protegidas en exceso a dichos objetivos, lo que hace innecesaria la modificación de RAPEX por este motivo.

Resultados similares mostraron los mamíferos, en todos los casos constituidos por quirópteros. Las deficiencias de representación fueron escasas (y sólo aparentes, ver más adelante) en las dos especies con menor grado de amenaza, el murciélago ratonero grande (*Myotis myotis*; Garrido-García & Nogueras, 2007) y el murciélago de cueva (*Miniopterus schreibersii*; Lucas, 2007), con 0,5 y 1 cuadrículas respectivamente. Mayor infrarrepresentación presentó el murciélago mediano de herradura (*Rhinolophus mehelyi*; Almenar *et al.*, 2007), con 11,7 cuadrículas deficitarias, siendo además la especie más amenazada a todas las escalas. El conocimiento de la distribución geográfica de los hábitats importantes para estas especies –que utilizan refugios en cavidades subterráneas (cuevas, minas, túneles) y construcciones (desvanes, sótanos)–, es particularmente dependiente del detalle de la escala espacial de la base de datos. Efectivamente, estos hábitats constituyen elementos geográficos espacialmente muy limitados en el territorio, por lo que en el presente estudio su probabilidad de consideración en RAPEX está especialmente condicionada por el umbral de representación elegido. Tratándose de especies amenazadas, en particular la última, es necesario en primer lugar un conocimiento preciso de la localización espacial de los refugios, y en segundo lugar su grado de representación precisa por RAPEX. Como en los odonatos (ver arriba), se revisó detalladamente la distribución espacial de cada potencial especie hueco de quiróptero con la base de datos CONFAUNEX, particularmente en lo que respecta a la existencia de hábitats cavernícolas que satisfagan sus objetivos de conservación evitando el filtro ejercido por el umbral de representación utilizado (UR=10%). Como resultado, el murciélago ratonero grande (*Myotis myotis*) y el murciélago de cueva (*Miniopterus schreibersii*) cumplen sus objetivos por la existencia de refugios, minas y cuevas que lo satisfacen, pero no así el murciélago mediano de herradura (*Rhinolophus mehelyi*). Descontando dos cuadrículas con menos del 3% en Extremadura, esta especie se distribuye en 25 cuadrículas que rinden para un objetivo de conservación del 95% un total de 23,7 cuadrículas; representado en 14 cuadrículas para un UR=10%, y encontrado en 8 cuadrículas más en un análisis de escala de detalle (CONFAUNEX), la infrarrepresentación resultante es de 1,7 cuadrículas. En definitiva, es

recomendable el diseño de microrreservas en dos de las tres cuadrículas donde el murciélago mediano de herradura no está cubierto por RAPEX.

Entre los herpetos sólo una especie se encuentra infrarrepresentada, el galápago leproso (*Mauremys leprosa*), con un déficit de 14,4 cuadrículas. En esta especie concurren una considerable frecuencia en Extremadura (citada en 274 cuadrículas) con la clasificación de Vulnerable a escala nacional, donde se encuentra en regresión (da Silva, 2002). De hecho se trata de la especie hueco amenazada con mayor extensión de presencia, y la segunda con mayor objetivo de conservación (164,4 cuadrículas). La confluencia de ambas características –destacada extensión y categoría de amenaza– determina este elevado objetivo. Mientras, RAPEX cubre a esta especie con la elevada cifra de 150 cuadrículas (UR=10%), lo que sitúa al galápago leproso entre el 20% de especies mejor representadas actualmente en RAPEX (puesto 71 de 350). Ello descarta a esta especie como hueco conforme a los criterios biogeográficos establecidos. Especies amenazadas con amplias extensiones causan este tipo de resultados atípicos pero esperables en los análisis de huecos (Rodrigues *et al.*, 2004b; Beresford *et al.*, 2010; Vimal *et al.*, 2011; Cantú-Salazar *et al.*, 2013). Las especies con amplia distribución suelen ser localmente abundantes (Gaston *et al.*, 1997), por lo que la representación actual en RAPEX del galápago leproso –aun no alcanzando su objetivo de conservación condicionado a su amenaza– debe incluir poblaciones numerosas que aportarían una elevada probabilidad de persistencia de la especie a largo plazo. Aunque la demografía de las poblaciones extremeñas es desconocida, la amplia distribución de la especie en Extremadura no parece indicar un declive regional pronunciado ni acusado. Es por esto que para su conservación regional (y por ende nacional) se hace más recomendable acciones de conservación específicas de la especie (Langhammer *et al.*, 2007) –mejorar el conocimiento sobre su situación y factores de amenaza– que la ampliación de RAPEX por su causa. La conservación de especies de distribución amplia debe considerarse más allá de las áreas protegidas para abarcar la matriz que las engloba, donde coexisten con un paisaje cultural que las ha sustentado por siglos (Maiorano *et al.*, 2006). Además, una especie hueco parcial en una región no tiene por qué serlo globalmente (Maiorano *et al.*, 2015). No parece por tanto aconsejable que actualmente sea necesario modificar RAPEX por el galápago leproso.

Dos especies de aves mostraron resultados similares a los arriba expuestos, *i.e.*, relativamente amplias extensiones de presencia en especies amenazadas: el milano real (*Milvus milvus*) y el alimoche (*Neophron percnopterus*). Sus objetivos de conservación, como sus extensiones de presencia, son elevados; también sus representaciones en la actual RAPEX, pues se encuentran entre el 17% y el

28% de especies mejor representadas, respectivamente. El milano real es muy frecuente en Extremadura, y es la especie amenazada que ostenta la máxima representación en la actual RAPEX (168 cuadrículas en RAPEX). Ello descarta a esta especie como hueco conforme a los criterios biogeográficos establecidos. Es una especie amenazada en Extremadura y España, pero no mundialmente. Sus poblaciones y tendencias demográficas españolas conocidas son regresivas –con el veneno como principal factor de amenaza–, lo que sólo parece afectar localmente a Extremadura (Viñuela, 2004). Considerando la gran extensión de la especie en Extremadura, su elevada cobertura por RAPEX y la ausencia de amenaza mundial, es más recomendable el estudio demográfico de la especie en Extremadura –y particularmente afrontar el problema del veneno–, que la ampliación de RAPEX por su causa; el uso de esta herramienta de conservación quedaría condicionada a los resultados del anterior estudio y al éxito o fracaso de la lucha contra el veneno. Como se ha dicho anteriormente, la conservación de especies con amplia distribución puede lograrse más allá de las áreas protegidas en la matriz que las engloba (Boyd *et al.*, 2008), donde pueden ser activamente gestionadas dentro del conjunto de actividades humanas tradicionales (Maiorano *et al.*, 2006). Como en el caso del galápagos leproso, para su conservación regional (y por ende nacional) se hace más recomendable acciones de conservación específicas de la especie (Langhammer *et al.*, 2007) –mejorar el conocimiento sobre su situación y factores de amenaza– que la ampliación de RAPEX por su causa.

La representación del alimoche en RAPEX es, aunque elevada, menor que la anterior especie, y se diferencia por estar amenazada a todas las escalas, desde regional a mundial (Donázar, 2004). Los principales factores de amenaza son poco conocidos, aduciéndose principalmente la mortalidad por venenos, la disminución de disponibilidad de alimento (presas potenciales, muladares), las molestias en áreas de cría o persecución directa y la mortalidad en migración e invernada (Donázar, 2004). España posee más de dos tercios de los alimoches europeos, y más del 10% de las parejas reproductoras están en Extremadura, donde la tendencia poblacional parece estabilizada (Morales, 2008); por tanto Extremadura sí aporta poblaciones importantes dentro de un declive pronunciado de la especie a escala nacional y mundial. En la medida en que la declaración de nuevas áreas protegidas permita afrontar los factores de amenaza antes citados en Extremadura, se puede considerar al alimoche como una *especie hueco* candidata a la modificación de RAPEX, principalmente en sus áreas de reproducción. No obstante, la poco detallada escala espacial del análisis en base a cuadrículas UTM de 10 x 10 km pudiera infraestimar el número de territorios de reproducción de la especie actualmente cubierto por RAPEX, que más probablemente se encuentren en áreas

protegidas que en su exterior (*e.g.*, Margules & Pressey, 2000; Alagador *et al.*, 2011). En cualquier caso, el conocimiento obtenido en este estudio es dependiente del umbral de representación (UR) elegido, por lo que es recomendable analizar la distribución de territorios de alimoche a escala de detalle. Será su relación espacial con la Red de Áreas Protegidas de Extremadura la que permitirá considerar cualquier modificación de la misma. Otros factores de amenaza habrán de ser afrontados en todo el territorio extremeño, dentro pero también fuera de las áreas protegidas.

Similares recomendaciones a las del alimoche pueden hacerse a la avutarda común (*Otis tarda*) y a las águilas perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) e imperial (*Aquila adalberti*). Todas tienen una distribución comparativamente menor, sobre todo la última, y sus poblaciones se encuentran amenazadas a todas las escalas, desde mundial a regional. Extremadura mantiene poblaciones más o menos estables de las dos primeras especies en un contexto ibérico de fuertes descensos (Palacín *et al.*, 2004; Real, J., 2004; respectivamente) e intensos manejos de las últimas poblaciones de la tercera (González & Oria, 2004), lo que demuestra la extraordinaria importancia de la región en la conservación de estas especies. El águila imperial ibérica es del mayor interés en conservación no sólo por su estado de amenaza, sino también por ser la única especie de ave endemismo ibérico; las autoridades regionales tienen para con esta especie la responsabilidad de proteger sus últimas poblaciones, aunque no de forma exclusiva –pues hay otras poblaciones, como p.ej. la andaluza (Estrada *et al.*, 2011)–, sí en un grado elevado de responsabilidad dada la relevancia del territorio extremeño. Es por tanto muy recomendable el cartografiado de detalle de las áreas más importantes para las tres especies, particularmente los hábitats reproductivos pero también otros como los de invernada, y la ampliación de RAPEX para su cobertura conforme a los objetivos de conservación establecidos.

En el extremo de reducida distribución geográfica, limitados objetivos de representación y escasa infrarrepresentación en RAPEX, se encontraron cinco especies de aves asociadas a hábitats acuáticos: *Botaurus stellaris*, *Charadrius alexandrinus*, *Tringa totanus*, *Chlidonias niger* y *Acrocephalus melanopogon*. Se trata, como se ha dicho anteriormente, de aves migradoras con muy amplias distribuciones en Eurasia, África e incluso América, pero extremadamente raras en Extremadura (Madroño *et al.*, 2004). Como ya se explicó, la aparente exclusión de estas especies acuáticas de RAPEX es un probable producto espurio de la escala espacial de análisis y la rareza de los hábitats acuáticos, que un análisis específico más detallado permitiría corregir. En efecto, en la consulta de la más detallada base de datos CONFAUNEX se encuentran citas de algunas de estas especies en humedales dentro de RAPEX; son los casos del chorlito patinegro, el archibebe común y el

fumarel común, citadas en la ZEPA “*Embalse de los Canchales*” (pero también en numerosos humedales dentro de LIC y/o ZEPA), o de la polluela bastarda, citada en la ZEPA “*Embalse de Arrocampo*”. Más allá de la probable cobertura de todas estas especies por RAPEX, y por las mismas razones biogeográficas antes expuestas –muy baja frecuencia en el borde de la distribución de las especies– queda desaconsejada su consideración como *especies hueco* en Extremadura, y por tanto la modificación de RAPEX por su causa. Los lugares regionales donde estas especies se han citado no cumplen el criterio de irremplazabilidad (Langhammer *et al.*, 2007), ya que existen numerosas opciones alternativas externas para la conservación de las mismas. Además, no son especies con presencia regular sino accidental, marginalidad que las excluye del criterio de vulnerabilidad para la selección de lugares (Langhammer *et al.*, 2007).

Finalmente, está el caso de la *especie hueco* alzacola (*Cercotrichas galactotes*), infrarrepresentada en 8,2 cuadrículas. Se trata de un reproductor estival común, con una distribución en Extremadura intermedia respecto a las especies antes expuestas (69 cuadrículas), lo que representa la segunda población nacional (Romo, 2008). Las tendencias poblacionales parecen ser regresivas a escala tanto nacional (López, 2004) como regional (Romo, 2008). Es por tanto recomendable la identificación de los núcleos poblacionales más importantes, particularmente en hábitats seminaturales, y considerar la ampliación de RAPEX sobre ellos hasta alcanzar el objetivo de conservación establecido. Se da la circunstancia de que esta especie no se encuentra en la Directiva Aves, lo que puede haber motivado su ausencia de la Red Natura 2000, particularmente de las ZEPA.

En resumen, el análisis de *especies hueco* resulta en la propuesta de microrreservas para una especie de quiróptero, ampliaciones de áreas protegidas para cinco especies (rapaces, estepárica y passeriforme), y el uso de medidas de conservación distintos de las áreas protegidas para las siete especies restantes por su muy baja (aves acuáticas) o muy alta (rapaz y reptil) frecuencia en Extremadura. La expresión territorial sobre la Red de Áreas Protegidas de Extremadura que esta propuesta pueda tener es dependiente del análisis espacial detallado de las especies, y en cualquier caso de un ejercicio de Planeamiento Sistemático para la Conservación (Margules & Pressey, 2000) basado en algoritmos heurísticos de selección de lugares. Más allá de la coincidencia de especies en lugares, el área a proteger será sin duda muy inferior a la suma de cuadrículas con las que se conoce la distribución de estas especies, ya que la extensión de presencia es típicamente una elevada sobreestima del área real de ocupación de una especie (40-70% en Jetz *et al.*, 2008; $27,6 \pm 2,20\%$ en

Beresford *et al.*, 2010) y aún más de la que es adecuada para protegerla (Rodrigues *et al.*, 2004b). Estos estudios quedan más allá del alcance del presente trabajo.

Puntos calientes

Del total de 51 cuadrículas clasificadas como punto caliente de riqueza, amenaza o endemidad, dos fueron descartadas por su escasa superficie (<3%) en Extremadura. De las 49 restantes, cuatro puntos calientes se revelaron como huecos de conservación en RAPEX, lo que constituye un 8,2%. Por tanto, y aunque ninguno de los procesos de diseño que dieron lugar a la actual configuración de RAPEX incluyó a los puntos calientes como criterio, la red Extremeña cubre más del 90% de los mismos. Esto constituye un resultado notable, aún mejorable pero claramente positivo, que demuestra que los elementos de conservación utilizados en los distintos diseños (hábitats y taxones de fauna y flora) han actuado de paraguas para las mayores concentraciones regionales de especies (Roberge y Angelstam, 2004). Este resultado es similar al análisis regional de Castilla-La Mancha de De la Montaña *et al.*, (2011), y supera al análisis nacional de España de Rey y De la Montaña, (2003), al ibérico de López-López *et al.*, (2011) y al europeo de Assunção-Albuquerque *et al.*, (2012).

Tres de estos cuatro puntos calientes hueco lo fueron de riqueza absoluta de especies, un 6,4% del total. Todos se localizaron en el norte de la provincia de Cáceres, en las estribaciones meridionales del Sistema Central, junto a la Sierra de Gata (cuadrícula UTM 29TPE94, Fig. 6.4) y la Sierra de Gredos (29TQUE53, Fig. 6.5; 30TTK63, Fig. 6.6). El primero de ellos se debe muy probablemente a la Sierra de Santa Olalla, cuya adición a RAPEX se realizaría como una extensión del LIC (ZEPA) *Sierra de Gata (y Valle de las Pilas)*. Incluye hábitats de bosque mixto, matorrales, dehesas y pastizales y praderas (Corine Land Cover, 2006). El segundo punto caliente infrarrepresentado se corresponde probablemente con los hábitats ofertados por la Sierra de Santa Bárbara y su continuación con la Sierra de San Bernabé, que comunica en último término con el extenso LIC *Sierra de Gredos y Valle del Jerte*; otros espacios relacionados son los LIC *Ríos Alagón y Jerte y Arroyo de Barbaón y Calzones*. Un estudio detallado de la zona permitirá concretar la modificación necesaria en RAPEX, con un diseño que o bien se constituya en una nueva área protegida –*Sierras de Santa Bárbara y/o de San Bernabé*– o bien en una prolongación del mayor espacio existente en la zona –*Sierra de Gredos y Valle del Jerte*–; en todo caso sería deseable el contacto con los corredores ecológicos constituidos por los espacios fluviales anteriormente citados. Los hábitats encontrados en la cuadrícula son bosques y matorrales, pastizales y praderas, y áreas transformadas en cultivos

permanentes (Corine Land Cover, 2006). El tercero, finalmente, interesa al Cerro de las Cruces y su entorno, incluyendo distintos hábitats terrestres y fluviales (bosque de quercíneas, dehesas, matorral, pastizales y praderas; Corine Land Cover, 2006), y es adyacente a los LIC *Sierra de Gredos y Valle del Jerte* y *Río Tiétar*. La solución de este hueco pasa por la ampliación del LIC terrestre y la conexión con el LIC fluvial antes mencionados, más que por el diseño de un espacio nuevo.

Mientras que no se encontraron huecos en puntos calientes de endemidad, un solo punto caliente de amenaza se vio infrarrepresentado (29SQC16, Fig. 6.7). Este se encuentra en el entorno de la población de Feria, donde se encuentra la Sierra de Feria y el LIC *Sierra de María Andrés*. Este hueco puede ser resuelto, por tanto, con la prolongación del espacio preexistente, desde la Sierra de María Andrés hasta la Sierra de Feria, recogiendo el mosaico de usos del suelo con matorrales, dehesas, pastizales y praderas, áreas agrícolas heterogéneas y cultivos permanentes (Corine Land Cover, 2006).

Consideraciones finales

En conjunto, los resultados del presente análisis regional de huecos dibujan un escenario de cobertura de la biodiversidad extremeña, aunque no exhaustiva, sí de gran alcance. Y ello tanto en términos absolutos, como comparando con los diferentes resultados de distintos estudios de escala nacional (Lobo & Araújo, 2003; Araújo, 1999; Sánchez-Fernández *et al.*, 2008; Wiersma & Nudds, 2009; Hernández-Manrique *et al.*, 2012), continental (Beresford *et al.*, 2010; Watson *et al.*, 2010) y global (Rodrigues *et al.*, 2004a,b; Brooks *et al.*, 2004; Cantú-Salazar *et al.*, 2013). Valorando los logros alcanzados, entre el 90-95% de los elementos de conservación relevantes (puntos calientes y especies, respectivamente) se encuentran representados de manera conforme a los criterios de valoración utilizados. Ello demuestra que el diseño de la red regional no ha seguido criterios *ad hoc*, sesgados ecológica y/o socioeconómicamente, guiados por porcentajes arbitrarios o segregados hacia lugares de escaso valor (Pressey *et al.*, 1994); esta estrategia de diseño sin duda ha evitado encontrar huecos importantes, en cantidad y relevancia, para la conservación de la biodiversidad regional. También demuestra que los criterios de diseño utilizados –basados en catálogos de hábitats y de especies de fauna y flora endémica y amenazada, a escalas que van de la europea a la regional–, han sido eficaces en la representación de un mucho más amplio conjunto de especies de vertebrados e invertebrados terrestres. Si este efecto paraguas (Roberge y Angelstam, 2004) da cobertura además al resto de grupos taxonómicos no estudiado, en particular otros invertebrados y plantas, y a

organismos estrictamente acuáticos, es algo desconocido que constituye un objetivo de investigación del mayor interés.

Valorando las posibilidades de mejora del diseño de la red, se identificaron un número de huecos de representación en elementos de conservación que es necesario subsanar. A diferencia de evaluaciones globales en las que las especies hueco fueron principalmente endémicas (Rodrigues *et al.*, 2004a), en Extremadura dominaron las especies amenazadas sobre las endémicas (sólo una de estas, también amenazada). En conjunto, las especies amenazadas mostraron una mayor prevalencia de infrarrepresentación (7,4%) que las no amenazadas (2,6%), lo cual es de esperar de la menor distribución geográfica de las primeras (EEO = $69,3 \pm 88,7$ cuadrículas) frente a las segundas (EEO = $160,1 \pm 151,6$ cuadrículas). Este patrón de distribución-amenaza-cobertura ocurre desde escalas regionales (como este estudio) a la global (Rodrigues *et al.*, 2004a). Las especies con rangos reducidos tienden a ser raras en distribución y abundancia local (Lawton, 1993; Gaston *et al.*, 1997), atributos que son buenos indicadores del riesgo de extinción (Purvis *et al.*, 2000). Ello pone a estas especies en el foco de las medidas de conservación, de forma especial (aunque no exclusiva) mediante el diseño o modificación de redes de reservas. La mayoría de ellas (78,9%) está incluida en los anexos de las Directivas de Aves o Hábitats, lo que las hace susceptibles de ampliación dentro de la Red Natura 2000.

Desde el punto de vista taxonómico, el grupo con mayor número de especies hueco fue el de las aves, seguido de lejos por mamíferos, y culminando con la nula aparición de herpetos y odonatos. Estos resultados tuvieron más que ver con el número absoluto de especies, muy superior entre las aves, que con el número de especies amenazadas por grupo taxonómico. En efecto, anfibios y mamíferos mostraron las mayores fracciones de especies amenazadas (37,5% y 30,5%, respectivamente), pero con cifras comparables a las aves (24,6%) y al resto de grupos. Mientras, las aves triplicaron el número de especies del siguiente grupo, el de los mamíferos. En definitiva, el desigual origen taxonómico de las especies hueco es reflejo del también diferente tamaño de los grupos, y no de las escasas diferencias en su proporción de especies amenazadas. Mientras que sólo los quirópteros revelaron especies hueco entre los mamíferos –huecos que un estudio de escala de detalle reduce a un único caso solucionable con microrreservas– en las aves dominaron dos grupos. Por un lado grandes aves, principalmente rapaces con cuatro representantes de la familia Accipitridae, tres de las cuales anidan en árboles y la cuarta en acantilados. Son estos hábitats muy sensibles para este tipo de especies (Cramp & Simmons, 1980), ya que en la reproducción está la

base de la dinámica poblacional (Newton, 1979), por lo que merecerán especial atención en la modificación de RAPEX. La avutarda completó este primer grupo de aves de gran tamaño, que es dependiente de hábitats pseudo-estepáricos de gramíneas y anuales –prioritario en la Directiva Hábitats–; de la gestión de usos agroganaderos depende la conservación de esta especie (Alonso *et al.*, 2003; Pinto *et al.*, 2005), aspecto en el que las áreas protegidas pueden jugar un papel importante. El segundo grupo es el de las aves acuáticas, taxonómicamente heterogéneo pues incluye a seis especies de seis familias, pero que tienen en común una tendencia general de declive (Delany & Scott, 2006) y una amenaza creciente a sus hábitats (Morrison *et al.*, 2001; Green *et al.*, 2002; Zwarts *et al.*, 2008). Su distribución en Extremadura es biogeográficamente marginal, y su cobertura por áreas protegidas mayor que la revelada por datos de grano grueso como se ha visto. Es por esto que no se hace necesaria la modificación de RAPEX por su motivo, con la única excepción del alzacola, un caso especial que requerirá una atención específica.

Para finalizar, los resultados del presente trabajo deben ser debidamente considerados dentro de las limitaciones de todo tipo inherentes a este tipo de estudios. Particularmente, es necesario resaltar que la cobertura geográfica (representación) de la biodiversidad ejercida por RAPEX en su configuración actual y ampliación previsible no puede considerarse garantía suficiente de persistencia a largo plazo de las especies, hábitats y procesos ecosistémicos, por varias razones:

- (a) Los criterios de evaluación utilizados están basados en la *representación* (porcentajes de la extensión de presencia), no en la *persistencia* a largo plazo (viabilidad basada en procesos probabilísticos) de las especies (Allen *et al.*, 2001). Tampoco de la protección de los procesos ecológicos que sostienen la biodiversidad (Salomon *et al.*, 2006). Un mapa de la distribución de especies hueco sólo provee una visión parcial como guía para la expansión de la red de áreas protegidas, no es la mejor guía sobre los requerimientos de conservación (Rodrigues *et al.*, 2004b). Sólo datos demográficos, además de corológicos, podrán solventar esta carencia (Santini *et al.*, 2014).
- (b) La escala geográfica de los datos bióticos disponibles (cuadrículas) no es de detalle, lo que hace necesarias suposiciones no fundadas relativas a umbrales de representación de cuadrículas en áreas protegidas (Araújo, 2004; Alagador *et al.*, 2011). Además, las cuadrículas no son una guía útil en la delimitación de las fronteras de nuevas áreas protegidas, ni tampoco en su gestión, por lo que deberán ser complementadas con otra información (topografía, usos del suelo, etc.) en un

análisis de escala detallada. Los modelos de distribución espacial (SDM, *Spatial Distribution Models*) restringidos a la EOO (ver ESH en Beresford *et al.*, 2010; y los análogos Maiorano *et al.*, 2006, 2007, 2015) permiten estimar la AOO reduciendo los errores de comisión, aunque no eliminándolos. La mejor opción es utilizar tales resultados como guía para priorizar lugares de muestreo (Langhammer *et al.*, 2007), de modo que sean los datos primarios los que guíen el diseño y gestión de las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad.

- (c) Datos bióticos de calidad aún no están disponibles para amplios componentes de la biodiversidad, como son muchos invertebrados y todas las plantas, y los organismos estrictamente acuáticos. No obstante la existencia de este sesgo taxonómico, los datos disponibles deben ser utilizados ya que representan legítimos objetivos de conservación por derecho propio, aunque no representen a toda la biodiversidad (Langhammer *et al.*, 2007). La identificación de áreas importantes para la conservación es un proceso iterativo al que se deben incorporar nuevos datos de grupos taxonómicos adicionales conforme estén disponibles.
- (d) El tamaño de las áreas protegidas (SLOSS, *Single Large Or Several Small*) y la conectividad de la red (metapoblaciones) no han sido evaluadas (Diamond & May, 1976; Real *et al.*, 2006b; Estrada *et al.*, 2008; De la Montaña *et al.*, 2011).
- (e) El análisis realizado no contempla amenazas globales como el cambio climático (Hannah & Lovejoy, 2003; Real *et al.*, 2010; Thomas *et al.*, 2004; Araújo *et al.*, 2011; Maiorano *et al.*, 2013; Sánchez-Fernández *et al.*, 2013; Pavón-Jordan *et al.*, 2015), que debe ser evaluado.
- (f) El análisis de huecos realizado no contempla amenazas temporales (Margules & Pressey, 2000), *i.e.*, información relativa a la probabilidad de pérdida de biodiversidad en el futuro (*e.g.*, cambios de usos del suelo, catástrofes, etc.).
- (g) Las mejoras de diseño necesarias para resolver la existencia de los huecos detectados habrán de realizarse a través de un ejercicio de *Planeamiento Sistemático para la Conservación* (siglas inglesas SCP, por *Systematic Conservation Planning*), que resuelva un conjunto comprensivo de áreas protegidas por métodos heurísticos bajo los criterios de complementariedad, irremplazabilidad y vulnerabilidad (Vane-Wright *et al.*, 1991; Langhammer *et al.*, 2007).

- (h) Un diseño óptimo no garantiza la conservación sin una adecuada gestión que persiga la persistencia de las especies a largo plazo (Jenkins & Joppa, 2009; *Decreto 110/2015, de 19 de mayo*). Los análisis realizados no contemplan los usos del suelo cubiertos por RENPEX, su importancia para las especies ni su grado de representación en la red (*e.g.*, Oldfield *et al.*, 2004).

CONCLUSIONES

Primera. Los lugares protegidos en Extremadura constan de dos redes: la Red de Espacios Naturales Protegidos (57 lugares, 314.111 hectáreas, 7.5% regional) y la Red Natura 2000 (160 lugares, 1.264.288 hectáreas, 30.3% regional), a las que se añaden otras figuras nacionales e internacionales: Parque Nacional, Reserva de la Biosfera y Zonas Ramsar (4 lugares, 141.934 hectáreas, 3.4% regional). En total suman 221 lugares cuyo conjunto recibe el nombre de Red Áreas Protegidas de Extremadura, que ocupa un 30.6% regional una vez corregido el solapamiento espacial entre lugares.

Segunda. Los datos de distribución de especies biológicas terrestres disponibles en Extremadura, con la necesaria calidad en cuanto a exhaustividad y homogeneidad de muestreo, incluyen exclusivamente grupos animales. Taxonómicamente, están repartidas entre los vertebrados: anfibios (16 especies), reptiles (25 especies), mamíferos (59 especies) y aves (195 especies) y los invertebrados: odonatos (55 especies) y lepidópteros (158 especies). Suman un total de 508 especies a partir de unas 56.000 citas repartidas en 517 cuadrículas UTM de 10 x 10 km. Treinta y seis de estas especies están amenazadas en Extremadura, 70 en España, 12 a escala mundial, mientras que 20 son endemismos ibéricos.

Tercera. La cobertura ofrecida por la Red de Áreas Protegidas de Extremadura a las especies terrestres es taxonómicamente amplia y geográficamente extensa, representando la práctica totalidad de especies analizadas. Todos los grupos taxonómicos de vertebrados e invertebrados analizados participan homogéneamente de esta amplia representación en áreas protegidas, apenas existiendo diferencias menores entre grupos. Además, la red representa mejor a las especies no cuanto mayor es su distribución individual, sino cuanto más vulnerables y raras son cada una de ellas. En general, la especie faunística media está representada en las áreas protegidas de Extremadura mejor de lo que cabría esperar por la extensión de su distribución y la de las áreas protegidas, con independencia de sus particularidades taxonómicas, biogeográficas, vulnerabilidad o haber formado parte de los criterios de diseño de tales áreas protegidas, particularmente en los anexos de las Directivas de Aves y Hábitats. Esto significa que, desde la cobertura proporcionada a las especies más importantes en conservación por su relevancia en libros rojos y anexos legislativos, se ha producido un efecto

paraguas hacia el resto de especies, con el resultado de un notable nivel de representación para el conjunto de la biodiversidad regional.

Cuarta. Los resultados demuestran que la Red de Áreas Protegidas de Extremadura no sólo es eficaz en la representación de especies, sino que también es eficiente en la representación de todos y cada uno de los grupos de fauna terrestre analizados. Una red de igual área a la existente, pero distribuida de otro modo en el territorio extremeño, tendría un peor funcionamiento que la actual; en este caso el máximo número de especies representadas sería inferior al obtenido por las actuales áreas protegidas. Esto significa que la inversión en superficie realizada con el actual diseño ha permitido alcanzar un rendimiento máximo en la representación de especies, de cuya modificación se derivarían costes/beneficios no sólo en tamaño sino también en la representación de especies. Además, los resultados demuestran que la representación de la biodiversidad ha constituido un criterio transversal en los distintos ejercicios de diseño realizados –no obstante, las áreas protegidas extremeñas están compuestas por diferentes redes y figuras, diseñadas en momentos diferentes y con objetivos no homogéneos–.

Quinta. La amplia distribución de la fauna terrestre en la geografía extremeña se traduce en patrones de distribución espacial de la riqueza de especies heterogéneos. Las áreas protegidas demostraron una distribución no homogénea respecto a tales patrones de riqueza, con un sesgo hacia los lugares más especiosos. Separada o conjuntamente, tanto Natura 2000 como los Espacios Protegidos, y por ende el conjunto de las áreas protegidas, dan cobertura en su interior a lugares más especiosos que en su exterior, tanto en términos cuantitativos de riqueza de especies absoluta como cualitativos de riqueza de especies amenazadas o endémicas. Esta relación global se reprodujo en cada combinación de grupo taxonómico y red particular, con la excepción de la riqueza de aves y odonatos en Espacios Protegidos. Por tanto, la Red Natura 2000 completa con algunas de las áreas regionales más especiosas, lugares que los Espacios Protegidos no alcanzan a cubrir para determinados taxones. Además, cuanto mayor fue la riqueza de un área, mayor cobertura espacial recibió por cualquiera de las dos redes o de su conjunto, tanto en términos absolutos como de especies amenazadas o endémicas; los anfibios mantuvieron esta relación exclusivamente en los Espacios Protegidos, pero no los odonatos. De las dos redes, la mayor aportación la realiza Natura

2000, lo cual es de esperar considerando su mayor tamaño relativo a unos Espacios Protegidos que, no obstante, contribuyen de forma singular e independiente.

Sexta. Las áreas protegidas acumularon especies –incluyendo amenazadas y endémicas– a una tasa significativamente positiva y muy eficiente (óptima), superior a lo esperado de diseños no basados en criterios de biodiversidad y superior al conjunto del territorio extremeño. Por tanto, aunque los criterios originales para la selección de áreas protegidas incluyeron especies y hábitats individuales pero no la acumulación de especies, la red resultante sí da cobertura a las áreas regionales más especiosas en un claro ejemplo de efecto paraguas. Además de efectiva, la red extremeña demostró ser eficiente, pues no sólo ofrece mayor cobertura a los lugares con mayor número de especies, sino que además cumple este objetivo optimizando la superficie designada a tal fin.

Séptima. Los grupos taxonómicos terrestres de vertebrados e invertebrados con datos disponibles en el área de estudio sumaron 49 puntos calientes de riqueza absoluta, 15 de amenaza y 16 de endemidad. Comparado con el resto de zonas no tan especiosas, las áreas protegidas ofrecen una mejor cobertura a todos los tipos de puntos calientes mencionados, pese a que estos no formaron parte de los criterios de diseño de dicha red. Como resultado, aproximadamente un tercio regional destinado a áreas protegidas da cobertura al tercio regional con riqueza máxima de especies, incluyendo la cobertura de las áreas de máxima rareza y vulnerabilidad.

Octava. Comparando ambas redes, aun presentando un elevado grado de solapamiento, los Espacios Protegidos no representan a los puntos calientes mejor que un modelo nulo, pero sí la Red Natura 2000 y por ende el conjunto de áreas protegidas. Ello indica que la Red Natura 2000 representa mejor a los puntos calientes no sólo por tener mayor extensión, sino también porque da cobertura a áreas de mayor interés en conservación. Por tanto, la Red Natura 2000 aporta un complemento esencial a los Espacios Naturales Protegidos en la cobertura de las áreas regionales de diversidad máxima.

Novena. El análisis de huecos de especies individuales demuestra que las áreas protegidas dan cobertura al menos a una población de la práctica totalidad de especies citadas en Extremadura, de un modo muy equilibrado entre grupos taxonómicos. Ello se ve confirmado tras un análisis de escala de detalle del escaso número de especies aparentemente excluidas, la mayoría de huecos siendo el producto espurio de la escala espacial de análisis. Las escasas excepciones se deben a la rareza regional de especies con amplias distribuciones exteriores, principalmente aves acuáticas migradoras; su muy baja irremplazabilidad regional las descarta como especies hueco sobre una base biogeográfica. Este buen resultado global es sorprendente si se considera que la mayoría de especies evaluadas no formaron parte de los criterios de diseño de la red.

Décima. Los resultados de representación múltiple de especies mostraron que la gran mayoría (92,3%) de especies amenazadas cumple sus criterios de representación específicos, mientras que sólo una especie endémica (*Aquila adalberti*) está infrarrepresentada. El análisis de las especies hueco –7,2% de especies amenazadas, incluyendo el anterior endemismo– resulta en la propuesta de microrreservas para una especie de quiróptero (*Rhinolophus mehelyi*), ampliaciones de áreas protegidas para cinco especies de aves (la rapaces *Aquila adalberti*, *Hieraaetus fasciatus* y *Neophron percnopterus*; la estepárica *Otis tarda*; y el paseriforme *Cercotrichas galactotes*), y el uso de medidas de conservación distintos de las áreas protegidas para las siete especies restantes por su frecuencia en Extremadura muy baja (caso de las acuáticas *Botaurus stellaris*, *Charadrius alexandrinus*, *Tringa totanus*, *Chlidonias niger* y *Acrocephalus melanopogon*) o muy alta (caso de la rapaz *Milvus milvus* y el reptil *Mauremys leprosa*).

Decimoprimer. De los 49 puntos calientes de biodiversidad identificados en Extremadura, cuatro (8,2%) se revelaron como huecos de conservación en las áreas protegidas, tres de ellos de riqueza y uno de amenaza, y ninguno de endemidad. Por tanto, y aunque ninguno de los procesos de diseño que dieron lugar a la actual configuración de la red extremeña incluyó a los puntos calientes como criterio, actualmente más del 90% de los mismos está cubierto. Este es un resultado notable, aún mejorable pero claramente positivo, que demuestra que los elementos de conservación utilizados en los distintos diseños (hábitats y taxones de fauna y flora) han actuado de paraguas para las mayores concentraciones regionales de especies.

Decimosegunda. En conjunto, los resultados del presente análisis regional de huecos dibujan un escenario de cobertura de la biodiversidad extremeña, aunque no exhaustiva, sí de gran alcance. Y ello tanto en términos absolutos como comparado con los inferiores resultados de distintos estudios de escala nacional, continental y global. Valorando los logros alcanzados, entre el 90-95% de los elementos de conservación relevantes (puntos calientes y especies amenazadas) se encuentran representados de manera conforme a los criterios de valoración utilizados. Ello demuestra que el diseño de la red regional no ha seguido criterios *ad hoc*, sesgados ecológica y/o socioeconómicamente, guiados por porcentajes arbitrarios o segregados hacia lugares de escaso valor. También demuestra que los criterios de diseño utilizados –basados en catálogos de hábitats y de especies de fauna y flora endémica y amenazada, a escalas que van de la europea a la regional–, han sido eficaces en la representación de un mucho más amplio conjunto de especies de vertebrados e invertebrados terrestres. Si este efecto paraguas da cobertura además al resto de grupos taxonómicos no estudiado, en particular otros invertebrados y plantas, y a organismos estrictamente acuáticos, es algo desconocido que constituye un objetivo de investigación del mayor interés.

Decimotercera. Finalmente, señalar que la variación de resultados asociada a las variaciones en el umbral de representación utilizadas para las diferentes medidas de representación de especies, riqueza de especies y puntos calientes en áreas protegidas, y de los contrastes mediante modelos nulos, demuestran que los resultados obtenidos son robustos ante cambios en la escala de análisis, y por tanto fiables ante esta potencial fuente de error.

BIBLIOGRAFÍA

A - E

- Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., 2015. A gap analysis comparing the effectiveness of Natura 2000 and national protected area networks in representing European amphibians and reptiles. *Biodiversity Conservation* 24:1377-1390.
- Alagador, D., Martins, M.J., Orestes, J., Cabeza, M., & Bastos, M., 2011. A probability-based approach to match species with reserves when data are at different resolutions. Elsevier Ltd. All rights reserved. Lisbon. *Biological Conservation* 144:811-820.
- Alberdi, V., 2009. Atlas de Extremadura. Espacios Naturales Protegidos. Asamblea de Extremadura. (Editor) Badajoz. pp. 154-158.
- Albuquerque, F.S., Assunção-Albuquerque, M.J.T., Cayuela, L., Zamora, R., Benito, B.M., 2013. European Bird distribution is “well” represented by Special Protected Areas: Mission accomplished? *Biological Conservation* 159:45-50.
- Allen, C.R., Pearlstine, L.G., Kitchens, W.M., 2001. Modeling viable mammal populations in Gap Analysis. *Biological Conservation* 99:135-144.
- Almenar, D., Monsalve, M.A., Alcocer, A., Castelló, A.J. 2007. *Rhinolophus mehelyi* Matschie, 1901. Pp: 148-152. En: L. J. Palomo, J. Gisbert y J. C. Blanco (eds). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad -SECEM-SECEMU, Madrid.
- Alonso, J.C., Palacín, C., Martín, C.A., 2003. Status and recent trends of the great bustard (*Otis tarda*) population in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 110:185-195.
- Anon, 2001. National Objectives and Targets for Biodiversity Conservation 2001-2005. Environment Australia, Canberra.
- Araújo, M.B. 1999. Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. *Diversity and Distributions* 5:151-163.
- Araújo, M.B., & Williams P.H., 2001. The Bias of Complementary Hotspots toward Marginal Populations. *Conservation Biology*, 15, 1710-1720
- Araújo, M.B., 2004. Matching species with reserves-uncertainties from using data at different resolutions. *Biological Conservation* 118, 533-538
- Araújo, M.B., Densham, P.J., Williams, P.H., 2004. Representing species in reserves from patterns of assemblage diversity. *J. Biogeogr.* 31, 1037–1050
- Araújo, M.B., Lobo, J.M., & Moreno, J.C., 2007. The effectiveness of Iberian protected areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conservation Biology* 21, 1423–1432
- Araújo, M.B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogues-Bravo, D., Thuiller, W., 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14:484-492.

- Azpilicueta Amorín, M., Cordero Rivera, A., Ocharan, F.J., 2008a. *Macromia splendens* (Pictet, [1843]). Pp:203-209. En: Verdú, J. R. y Galante, E., (eds). 2008. *Atlas de los Invertebrados Amenazados de España (Especies En Peligro Crítico y En Peligro)*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Azpilicueta Amorín, M., Cordero Rivera, A., Ocharan, F.J., 2008b. *Oxygastra curtisii* (Dale, [1834]). Pp:210-221. En: Verdú, J. R. y Galante, E., (eds). 2008. *Atlas de los Invertebrados Amenazados de España (Especies En Peligro Crítico y En Peligro)*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Balmford, A. 1998. On hotspots and the use of indicators for reserve selection. *TREE* vol.13, no.10, 409.
- Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J:C., & Ortiz, S. 2010 Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino)-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid, 170 pp.
http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/00_ADENDA_2010_Todo_tcm7-159089.pdf
- Barrientos, G., 2009. Atlas de Extremadura. Extremadura en mapas. Asamblea de Extremadura. (Editor) Badajoz. pp. 30-41.
- Bartolino, V., Maiorano, L., & Colloca, F., 2011. A frequency distribution approach to hotspot identification. *The Society of Population Ecology* 53, 351–359.
- Beissinger, S.R., Steadman, E.C., Wohlgenant, T., Blate, G., Zack, S., 1996. Null models for assessing ecosystem conservation priorities: threatened birds as titers of threatened ecosystems in South America. *Conservation Biology* 10, 1343–1352.
- Beissinger, S. R., & Westphal, M. I., 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *The Journal of wildlife management*, 821-841.
- Benkendorff, K., & Davis, A.R., 2001. Identifying hotspots of molluscan species richness on rocky intertidal reefs. *Biodiversity and Conservation* 11, 1959–1973.
- Beresford, A.E., Buchanan, G.M., Donald, P.F., Butchart, S.H.M., Fishpool, L.D.C., Rondinini, C., 2010. Poor overlap between the distribution of Protected Areas and globally threatened birds in Africa. *Animal Conservation* 14:99-107.
- Bosso, L., Rebelo, H., Garona, A.P., & Russo, D., 2013. Modelling geographic distribution and detecting conservation gaps in Italy for the threatened beetle *Rosalia alpina*. *Journal for Nature Conservation* 21, 72– 80.
- Boyce, M. S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:481–506.
- Boyd, C., Brooks, T.M., Butchart, S.H.M., Edgar, G.J., da Fonseca, G.A.B., Hawkins, F., Hoffmann, M., Sechrest, W., Stuart, S.N., van Dijk, P.P., 2008. Spatial scale and the conservation of threatened species. *Conservations Letters* 1:37-43.

- Brito, J.C., Godinho, R., Luís, C., Paulo, O.S., & Crespo E.G., 1999. Management strategies for conservation of the lizard *Lacerta schreiberi* in Portugal. *Biological Conservation* 89, 311-319.
- Brooks, T.M., Bakarr, M.I., Boucher, T., da Fonseca, Hilton-Taylor, C., Hoekstra, J.M., Moritz, T., Olivieri, S., Parrish, J., Pressey, R.L., Rodrigues, A.S., Sechrest, W., Stattersfield, A., Strahm, W., & Stuart, S.N., 2004. Coverage Provided by the Global Protected-Area System: Is It Enough? *BioScience* Vol. 54 No. 12, 1081-1091.
- Burgess, N., Kuper, W., Mutke, J., Brown, J., Westaway, S., Turpie, S., Meshack, C., Taplin, J., McClean, C., & Lovett, J.C., 2005. Major gaps in the distribution of protected areas for threatened and narrow range Afrotropical plants. *Biodiversity and Conservation* 14, 1877–1894.
- Burgman, M. A., Possingham, H. P., Lynch, A. J. J., Keith, D. A., McCarthy, M. A., & Hopper, S. D. 2001. A method for setting the size of plant conservation target areas. *Conservation Biology*, 15, 603–616.
- Cantú-Salazar, L., Orme, C.D.L., Rasmussen, P.C., Blackburn, T.M., Gaston, K.J., 2013. The performance of the global protected area system in capturing vertebrate geographic ranges. *Biodiversity Conservation* 22:1033-1047.
- Caro, T.M. & O'Doherty, G. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology*, 13: 805-814.
- Carrascal, L. M., & Lobo, J. M., 2003. Respuestas a viejas preguntas con nuevos datos: estudio de los patrones de distribución de la avifauna española y consecuencias para su conservación. Pages 651–668 in R. Martí and J. C. del Moral, editors. *Atlas de las aves reproductoras de España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Carwardine, J., Klein, C.J., Wilson, K.A., Pressey, R.L., Possingham, H.P., 2009. Hitting the target and missing the point: target-based conservation planning in context. *Conservation Letters* 2:3-10.
- Castro Parga, I., Moreno, J. C. S., Humphries, C.J., & Williams, P.H. 1996. Strengthening the natural and national park system of Iberia to conserve vascular plants. *Botanical Journal of the Linnean Society* 121:189–206.
- Castro, I., Moreno, J.C., Humphries, C.J., Williams, P.H., 1997. Strengthening the Natural and National Park system of Iberia to conserve vascular plants. *Botanical Journal of the Linnean Society* 121, 189–206.
- Catullo, G., Masi, M., Falcucci, A., Maiorano, L., Rondinini, C., & Boitani, L., 2008. A gap analysis of Southeast Asian mammals based on habitat suitability models. *Biological Conservation* 141, 2730–2744.
- Cayuela, L., Gálvez-Bravo, L., Carrascal, L.M., Alburquerque, F.S., 2011. Comments on Bartolino *et al.* (2011): limits of cumulative relative frequency distribution curves for hotspot identification. *Population Ecology* 53:597-601.

- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., 2006. Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *PNAS* 103:19374-19379.
- Coad, L., Burgess, N.D., Loucks, C., Fish, L., Scharlemann, J.P.W., Duarte, L., Besaçon, C., 2010. Reply to Jenkins and Joppa – expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* 143:5-6.
- Comisión Europea 2013. Medio Ambiente. Naturaleza y Biodiversidad. Red Natura 2000. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm
- Convention on Biological Diversity, 2010. Ecological Gap Analysis. United Nations Environment Programme (UNEP). Canadá. <http://www.cbd.int/protected-old/gap.shtml>, <http://www.cbd.int/sp/targets/>
- Convention on Biological Diversity, 2010. Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. Aichi Biodiversity Targets.
- Corbacho, C., Sánchez J.M., & Morán, R., 2009. Atlas de Extremadura. La fauna de Extremadura. Grupo de Investigación en Conservación. Área de Zoología. Facultad de Ciencias. Asamblea de Extremadura. (Editor) Badajoz. pp. 116-123.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (Eds), 1980. *The birds of the western Palearctic*. Vol. II. Oxford: Oxford University Press.
- D'Amen, M., Bombi, P., Camparo, A., Zapponi, L., Bologna, M.A. & Mason, F. 2013. Protected areas and insect conservation: questioning the effectiveness of Natura 2000 network for saproxylic beetles in Italy. *Animal Conservation*. 16, 370-378.
- Da Silva, E. 2002. *Mauremys leprosa* (Schweiger, 1812). Galápago leproso. En: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España* (Pleguezuelos, J.M., R. Márquez y M. Lizana, eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid: 143-146.
- D'Amen, M., Bombi, M., Campanaro, A., Zapponi, L., Bologna, M.A., Mason, F., 2013. Protected áreas and insect conservation: questioning the effectiveness of Natura 2000 network for saproxylic beetles in Italy. *Animal Conservation* 16:370-378.
- De Albuquerque, F.B., Assunção-Albuquerque, M.J.T., Gálvez-Bravo, L., Cayuela, L., Rueda, M., & Rey Benayas J.M., 2011. Identification of Critical Areas for Mammal Conservation in the Brazilian Atlantic Forest Biosphere Reserve. *Natureza & Conservação*. 9:73-78.
- De Klerk, H.M., Fjeldsa, J., Blyth, S., & Burgess, N.D., 2004. Gaps in the protected area network for threatened Afrotropical birds. *Biological Conservation* 117, 529–537.
- De la Montaña E, Rey Benayas J.M., Vasques, A., Razola, I., & Cayuela, L., 2011. Conservation planning of vertebrate diversity in a Mediterranean agricultural-dominant landscape. *Biological Conservation* 144, 2468–2478.
- De Silva, H.G. & Medellín, R.A. 2001. Evaluating completeness of species lists for conservation and macroecology: a case study of Mexican land birds. *Conservation Biology*, 15: 1384-1395.

- Decreto 110/1988, de 29 de diciembre, sobre la declaración del Parque Natural de Cornalvo, Badajoz.
- Delany, S. and Scott, D. A. (2006) *Waterbird population estimates* - 4th edition. Wageningen, The Netherlands: Wetlands International.
- Desmet, P., Cowling, R., 2004. Using the Species-Area Relationship to Set Baseline Targets for Conservation. *Ecology and Society* 9:11.
<http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art11>.
- Devesa, J.A. 1995. *Vegetación y Flora de Extremadura*. Universitas Editorial. Badajoz.
- Diamond, J., May, R., 1976. Island biogeography and the design of natural reserves. Páginas 163-186 en R. May, editor. *Theoretical ecology: principles and applications*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.
- Díaz Gómez, D.L., Toxopeus, A.G., Groen, T.A., Muñoz, A.R., Skidmore, A.K., & Real, R., 2013 Measuring the Insecurity Index of species in networks of protected areas using species distribution modeling and fuzzy logic: The case of raptors in Andalusia. *Ecological Indicators* 26, 174-182.
- Donázar, J.A. 2004. Alimoche común, *Neophron percnopterus*. En Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Drummond, S.P., Wilson, K.A., Meijaard, E., Watts, M., Dennis, R., Christy, L., Possingham, H.P., 2009. Influence of a Threatened-Species Focus on Conservation Planning. *Conservation Biology* 24:441-449.
- Duffy, J.E., Cardinale, B.J., France, K.E., McIntyre, P.B., Thébault, E., Loreau, M., 2007. The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecol. Lett.* 10 (6), 522–538.
- ECCOMAP 2008. Áreas prioritarias para la gestión de la Biodiversidad. Una herramienta de ordenación del espacio natural y económico en un territorio Europeo. Grupo de Investigación en Biología de la Conservación. Universidad de Extremadura, España y Unidade de Macroecología e Conservação. Universidad de Évora, Portugal. Comisión Europea Interreg IIIA. Cooperación Transfronteriza España – Portugal.
http://www.eweb.unex.es/eweb/gic_eccomap/?RESULTADOS:ECCOMAP%3A_Procesos_Innovadores_y_Productos_para_el_Planeamiento
- Estrada, A., Real, R., and Vargas, J.M., 2008. Using crisp and fuzzy modelling to identify favourability hotspots useful to perform gap analysis. *Biodiversity and Conservation* 17, 857–871.
- Estrada, A., Real, R., and Vargas, J.M., 2011. Assessing coincidence between priority conservation areas for vertebrate groups in a Mediterranean hotspot. *Biological Conservation* 144, 1120-1129.

EURES. 2013. El portal europeo de la movilidad profesional. Información sobre el mercado laboral, España – Extremadura. Comisión Europea. Empleo Asuntos sociales e inclusión. Bruselas. <http://ec.europa.eu/eures/main.jsp?lang=es&acro=lmi&catId=446&countryId=ES®ionId=ES4&langChanged=true> <http://www.datosmacro.com/pib-ccaa>

F - J

Faith, D.P., & Walker, P.P.A., 1996. How do indicator groups provide information about the relative biodiversity of different sets of areas? On hotspots, complementarity and pattern-based approaches. *Biodiversity Letters* 3, 18–25.

Ferrier, S., 2002. Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: where to from here? *Syst. Biol.* 51 (2), 331–363.

Fjeldsa, J., Burgess, N.D., Blyth, S., & De Klerk, H.M., 2004. Where are the major gaps in the reserve network for Africa's mammals? *Oryx* 38, 17–25.

Fleishman, E., Noss, R.F., & Noon, B.R., 2006. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators* 6, 543–553.

Fortin, M.J. & Dale, M.R.T., 2005. *Spatial analysis: a guide for ecologists*. Cambridge University Press, Cambridge.

García-Villanueva, V., Blázquez, A., Novoa, J.M., & Nieto, M.A. 1997. Atlas de los Lepidópteros Ropalóceros de Extremadura. Instituto Extremeño de Entomología. Badajoz.

Garrido-García, J.A., Noguerras, J. 2007. *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797). Pp: 153-157. En: L. J. Palomo, J. Gisbert y J. C. Blanco (eds). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad -SECEM-SECEMU, Madrid.

Gaston, K.J., 1994. *Rarity*. Population and Community Biology Series. Chapman & Hall, London, UK.

Gaston, K.J., Blackburn, T.M., Lawton, J.H., 1997. Interspecific abundance range size relationships: An appraisal of mechanisms. *Journal of Animal Ecology* 66:579-601.

Gaston, K. J. 1996. Species richness: measure and measurement. In: *Biodiversity, a biology of numbers and difference*. K. J. Gaston (Ed.) Blackwell Science, Cambridge, pp.77-113

Gaston, K.J., & A.S.L. Rodrigues. 2003. Reserve selection in regions with poor biological data. *Conservation Biology* 17:188-195.

Gaston KJ, Jackson SE, Nagy A, Cantu-Salazar L, & Johnson M, 2008. Protected areas in Europe—principle and practice. In: Ostfeld RS, Schlesinger WH (eds) *The year in ecology and conservation biology 2008*. Blackwell Publishing, Oxford, pp 97–119

Gaston, K.J., & Fuller, R.A., 2009. The sizes of species' geographic ranges. *Journal of Applied Ecology* 46, 1e9.

- Gilpin, M. E., 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA, 19-34.
- Ginsburg, E.O., 2001. Further thoughts on the politics of the environment: Ecosystem health and the political process. *Ecosystem Health* 7, 74–76
- Gobierno de Extremadura. 2013. Áreas Protegidas de Extremadura. Consejería de Agricultura, Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Energía.
http://extremambiente.gobex.es/index.php?option=com_content&view=article&id=1285&Itemid=459
- González, L.M., Oria, J. 2004. Águila Imperial Ibérica, *Aquila adalberti*. En Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Green, A. J., El Hamzaoui, M., El Agbani, M. A. and Franchimont, J., 2002. The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and to changes since 1978. *Biological Conservation* 104: 71–82.
- Groombridge, B. (Ed.), 1992. *Global Diversity: Status of the Earth's Living Resources*. Chapman and Hall, London, UK.
- Gruber B, Evans D, Henle K, Bauch B, Schmeller DS, Dziock F, Henry P-Y, Lengyel S, Margules C, & Dormann CF 2012. “Mind the gap!” – How well does Natura 2000 cover species of European interest? *Nature Conservation* 3: 45–63.
- Hacker, J.E., Cowlshaw, G & Williams, P.H., 1997. Patterns of African primate diversity and their evaluation for the selection of Conservation Areas. *Biological Conservation*, Vol. 84, No. 3, pp. 251-262.
- Hannah, L., Lovejoy, T.E., 2003. Climate change and biodiversity: Synergistic impacts. *Advances in Applied Biodiversity Science* 4:1-123.
- Harcourt, A.H., 2000. Coincidence and mismatch of biodiversity hotspots: a global survey for the order, primates. *Biological Conservation* 93, 163–175.
- Hector, A., & Bagchi, R., 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448 (7150), 188–190.
- Hermoso, V., Filipe, A.F., Segurado, P., Beja, P., 2015. Filling gaps in a large reserve network to address freshwater conservation needs. *Journal of Environmental Management* 161:358-365.
- Hernández-Manrique, O.L., Numa, C., Verdú, J.R., Galante, E., & Lobo, J.M., 2012. Current protected sites do not allow the representation of endangered invertebrates: the Spanish case. *Insect Conservation and Diversity*, 5, 414-421.
- Heywood, V. H., 1995. *Global Diversity Assessment*, Cambridge University Press, Cambridge.

- Instituto de Estadística de Extremadura, ieex. 2013. Últimas noticias. Gobierno de Extremadura. Mérida (Badajoz). <http://estadistica.gobex.es/>
- Instituto Geográfico Nacional, (IGN), 2013. <http://www.ign.es>
- Instituto Nacional de Estadística (INE), 2013. Anuario Estadístico de España. INE (Editor). Madrid.
- IUCN and WCMC, 1994. *Guidelines for Protected Area Management Categories*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN and World Conservation Monitoring Centre.
- IUCN, 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria – version 3.1*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.
- Jackson, S.F., Kershaw, M., Gaston, K.J., 2004. The performance of procedures for selecting conservation areas: waterbirds in the UK. *Biological Conservation* 118:261-270.
- Jenkins, C.N., Joppa, L., 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* 142:2166-2174.
- Jenkins, C.N., Pimm, S.L & Joppa, L.N. 2013. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *PNAS*. E2602–E2610.
- Justus J., Fuller T. & Sarkar S., 2008. Influence of representation targets on the total area of conservation-area networks. *Conservation Biology* 22, 3, 673-682.
- Jetz, W. Sekercioglu, C.H., Watson, J.E.M., 2008. Ecological correlates and conservation implications of overestimating species geographic ranges. *Conservation Biology* 22:110-119.

K - O

- Kiester, A.R., Scott, J.M., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, Pressey, R.L., Possingham, H.P. & Day, J.R. (1997) B., Sahr, K. & White, D. 1996. Conservation Effectiveness of alternative heuristic algorithms for prioritization using gap data. *Conserv. Biol.* 10, identifying indicative minimum requirements for 1332–1342.
- Kleiman, D.G. 1996. Reintroduction Programs. In: *Wild Mammals in Captivity: Principles and Techniques* (eds D.G. Kleiman, M. Allen, K. Thompson, S. Lumpkin and H. Harris). University of Chicago Press, Chicago, pp. 297-305.
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecol. Lett.* 8 (5), 468–479.
- Kujala, H., Araujo, M.B., Thuiller, W., & Cabeza, M., 2011. Misleading results from conventional gap analysis – Messages from the warming North. *Biological Conservation* 144 2450–2458
- LandScan, 2008. Web Map Service to portray global population density. Environmental Systems Research Institute (Esri). <http://www.arcgis.com/home/>

- Langhammer, P. F., Bakarr, J.I., Bennun, L.A., Brooks, T.M., Clay, R.P., Darwall, W., De Silva, N., Edgar, G.J., Eken, G., Fishpool, L.D.C., Fonseca, G.A.B. da, Foster, M.N., Knox, D.H., Matiku, P., Radford, E.A., Rodrigues, A.S.L., Salaman, P., Sechrest, W., Tordoff, A.W., 2007. Identification and gap analysis of key biodiversity areas: targets for comprehensive protected area systems. World Commission on Protected Areas. Best Practice Protected Areas Guidelines Series No. 15. Gland, Switzerland: IUCN.
- Larsen, F.W., Bladt, J., & Rahbek, C., 2008. Indicator taxa revisited: useful for conservation planning? *Diversity and Distributions*, 15, 70-79
- Lascuráin, M., List, R., Barraza, L., Díaz Pardo, E., Gualn Sill, F., Maunder, M., Dorantes, J., E.Luna, V., 2009. Conservación de especies ex situ, en *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México, pp. 517-544.
- Laurila-Pant, M., Lehtikoinen, A., Uusitalo, L. & Venesjärvi, R., 2015. How to value biodiversity in environmental management? *Ecological Indicators*, 55 1–11
- Lavado, J.F., 2009. Atlas de Extremadura. La vegetación. Paisajes vegetales. Asamblea de Extremadura. Asamblea de Extremadura. Indugrafic (Editor) Badajoz. pp. 116-123.
- Lawton, J.H., 1993. Range, population abundance and conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 8:409-413.
- Lawton, J.H. & May, R.M., 1995. *Extinction Rates*, Oxford University Press, Oxford.
- Lisón, F., Sánchez-Fernández, D., Calvo, J.F., 2015. Are species listed in Annex II of the Habitats Directive better represented in Natura 2000 network than the remaining species? A test using Spanish bats. *Biodiversity Conservation* 24:2459-2473.
- Lista Roja de la UICN de Especies Amenazadas. 2012. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), Red List Version 2012.2. <http://www.iucnredlist.org/search?page=4>
- Lobo, J. M., & Araújo, M.B., 2003. La aplicación de datos faunísticos para el diseño de redes de reservas: el caso de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica. *Graellsia* 59:399–408
- López, G., 2004. Alzacola, *Cercotrichas galactotes*. En Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- López-López, P., Luigi, M., Alessandra, F., Emilio, B., Luigi, B., 2011. Hotspots of species richness, threat and endemism for terrestrial vertebrates in SW Europe. *Acta Oecologica* 37:399-412.
- Lucas, J. 2007. *Miniopterus schreibersii* (Kuhl, 1817). Pp: 262-266. En: L. J. Palomo, J. Gisbert y J. C. Blanco (eds). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad -SECEM-SECEMU, Madrid.
- Luo, Z., Wei, S., Zhang, W., Zhao, M., Wu, H., 2015. Amphibian biodiversity congruence and conservation priorities in China: Integrating species richness, endemism, and threat patterns. *Biological Conservation* 191:650–658.

- Madroño, A., González, C., & Atienza, J.C., 2004 Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/default_fauna_vertebr_aves.aspx
- Maes, D., Gilbert, M., Titeux, N., Goffart, P., Dennis, R.L.H., 2003. Prediction of butterfly diversity hotspots in Belgium: a comparison of statistically focused and land use-focused models. *Journal of Biogeography* 30:1907-1920.
- Magurran, A. E., 2004. Measuring biological diversity. *African Journal of Aquatic Science*, 29(2), 285-286.
- 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.
- Maiorano, L., Falcucci, A., Gaston, E.O. & Boitani, L. 2007. Contribution of the Natura 2000 network to biodiversity conservation in Italy. *Conserv. Biol.* 21, 1433– 1444.
- Maiorano L, Amori G, Capula M, Falcucci A, Masi M, Montemaggiore A, et al. (2013) Threats from Climate Change to Terrestrial Vertebrate Hotspots in Europe. *PLoS ONE* 8(9): e74989.
- Margules, C.R., and R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- Margules, C., and Sarkar, S. 2007. Systematic conservation planning. *Ecology, Biodiversity and Conservation*. Cambridge University Press, New York.
- Martí, R. y del Moral, J.C., 2003. Atlas de las aves reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-S.E.O. Madrid.
- Martínez, I., Carreño, F., Escudero, A., & Rubio, A., 2006. Are threatened lichen species well-protected in Spain? Effectiveness of a protected areas network. *Biological Conservation* 133, 500-511.
- Mateos, J.A., Durán, F., & Álvarez, J.A., 2006. La Guía de Orquídeas de Extremadura. Gobierno de Extremadura. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Asociación por la Naturaleza Extremeña, GRUS (Editor) Badajoz.
- Mazaris, A.D., Kallimanis, A.S., Tzanopoulos, J., Sgardelis, S.P., Pantis, J.D., 2010. Can we predict the number of plant species from the richness of a few common genera, families or orders? *J. Appl. Ecol.* 47, 662–670.
- Meir, E., Andelman, S., Possingham, H.P., 2004. Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world? *Ecology Letters* 7, 615–622.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2007. Gobierno de España. Atlas y Libro Rojo de mamíferos terrestres de España.
http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/mami_taxones.aspx

- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2012. Gobierno de España. La Red de Espacios Nacionales. http://reddeparquesnacionales.mma.es/parques/org_auto/red_ppnn/historia.htm
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2013. Fundación. Gobierno de España. Fundación Biodiversidad. España camino a Río+20: Conferencia de las Naciones Unidas sobre Desarrollo Sostenible. <http://www.fundacion-biodiversidad.es/es/rio20/>
- Mittermeier, R.A., Myers, N., Thomsen, J.B., da Fonseca, G.A.B., Olivieri, S., 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12, 516e520.
- Mittermeier R.A., Myers N. & Goettsch Mittermeier C. 1999. Hotspots: Earth's Most Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Cemex Conservation International, Mexico City.
- Morales, M., 2008. Alimoche *Neophron percnopterus*. En Palacios, M.J. *et al.* (Eds.). *Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura. Fauna II / Clase Aves*. Colección Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Mérida.
- Morrison, R. I. G., Aubry, Y., Butler, R. W., Beyersbergen, G. W., Downes, C., Donaldson, G. M., Gratto-Trevor, C. L., Hicklin, P. W., Johnston, V. H. and Ross, R. K., 2001. Declines in North American shorebird populations. *Wader Study Group Bull.* 94: 34–38.
- Mulero Mendigorri, A. 2002: La Protección de Espacios Naturales en España. Antecedentes. Contrastes territoriales. Conflictos. Perspectivas. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- Myers, N., 1988. Threatened biotas: “hotspots” in tropical forests. *The Environmentalist* 8, 187–208.
- Myers, N., 1990. The biodiversity challenge: expanded hotspot analysis. *The Environmentalist* 10, 243–256.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853– 858.
- Naciones Unidas 2010. Convenio sobre la Diversidad Biológica. <http://www.un.org/es/events/biodiversityday/convention.shtml>
- Nelson, T.A., Boots, B., 2009. Detecting spatially explicit hot spots in landscape-scale ecology. *Ecography* 31, 556-566.
- Newmark, W.D., 1996. Insularization of Tanzanian parks and the local extinction of large mammals. *Conservation Biology* 10:1549-1556.
- Newton, I., 1979. *Population ecology of raptors*. Berkhamsted: Poyser.
- Nori, J., Lemes, P., Urbina-Cardona, N., Baldo, D., Lescano, J., Loyola, R., 2015. Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. *Biological Conservation* 191:367-374.

Ocharan, F.J., Torralba Burrial, A., Cano Villegas, F.J., Outomuro Oriede, D., Azpilicueta Amorín, M., Cordero Ribera, A.. 2011. *Onychogomphus costae* (Sélys, 1885). Pp: 574-581. En: Verdú, j. r., Numa, C. y Galante, E. (Eds). *Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados amenazados de España (Especies Vulnerables)*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, Medio rural y Marino, Madrid.

Oldfield, T.E., Smith, R.J., Harrop, S.R., & Leader-Williams, N., 2004. A gap analysis of terrestrial protected areas in England and its implications for conservation policy. *Biological Conservation* 120, 303–309

P - T

Pain, D.J., Fishpool, L., Byaruhanga, A., Arinaitwe, J., & Balmford, A., 2005. Biodiversity representation in Uganda's forest IBAs. *Biological Conservation* 125, 133–138.

Palacín, C., Alonso, J.C., Martín, C.A., Alonso, J.A., Magaña, M., Martín, B. 2004. Avutarda común, *Otis tarda*. En Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

Palacios, M.J., Prieto, J.P., Muñoz, P., Sánchez. A., Miranzo, J:C., Andújar, J.P., Machón, D., & Dávalos, J 2008. Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura. Fauna II. Clase Aves. Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Badajoz.
http://extremambiente.gobex.es/index.php?option=com_content&view=article&id=1353&Itemid=165

Palacios, M.J., Pérez, J., Sánchez. A., & Muñoz, P. 2010. Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura. Fauna I. Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. 342 pp.
http://extremambiente.gobex.es/index.php?option=com_content&view=article&id=1353&Itemid=165

Parejo, E, Velasco, I.J., Pérez, M.I. & Pecero, M.J., 2012. Una década de Memoria Socioeconómica de Extremadura. Gobierno de Extremadura. Consejo Económico y Social de Extremadura. Mérida.
<http://www.cesextremadura.org/index/UnadecadadeMemoriaSocioeconomicadeExtremadura.pdf>

Pavón-Jordán, D., Fox, A. D., Clausen, P., Dagys, M., Deceuninck, B., Devos, K., Hearn, R. D., Holt, C. A., Hornman, M., Keller, V., Langendoen, T., Ławicki, Ł., Lorentsen, S. H., Luigujõe, L., Meissner, W., Musil, P., Nilsson, L., Paquet, J.-Y., Stipniece, A., Stroud, D. A., Wahl, J., Zenatello, M., Lehikoinen, A., 2015. Climate-driven changes in winter abundance of a migratory waterbird in relation to EU protected areas. *Diversity and Distributions*, 21: 571–582

Pearce, D.D.W., & Moran, D., 1994. The economic value of biodiversity. Earthscan.

- Pimm, S.L., Russell, G. J., Gittleman, J. L., Brooks, T. M., 1995. The future of biodiversity. *Science* 269, 347–350. doi: 10.1126/science.269.5222.347; pmid: 17841251
- Pimm, S.L., & Lawton, J.H., 1998. Planning for biodiversity. *Science* 279, 2068–2069.
- Pimm, S.L., 2008. Biodiversity: Climate change or habitat loss—Which will kill more species? *Curr. Biol.* 18, R117–R119. doi: 10.1016/j.cub.2007.11.055; pmid: 18269905
- Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., Raven, P.H., Roberts, C.M., & Sexton, J.O., 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution and protection. *Science* 344, 6187.
- Pinto, M., Rocha, P., Moreira, F., 2005. Long-term trends in great bustard (*Otis tarda*) populations in Portugal suggest concentration in single high quality area. *Biological Conservation* 124:415-423.
- Pinto, R., de Jonge, V.N., Marques, J.C., 2014. Linking biodiversity indicators, ecosystem functioning, provision of services and human well-being in estuarine systems: application of a conceptual framework. *Ecol. Indic.* 36, 644–655.
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., & Lizana. M., 2002. Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetologica Española (2ª impresión), Madrid, 587 pp.
- Poiani, K.A., Merrill, M.D. & Chapman, K.A. 2001. Identifying conservation-priority areas in a fragmented Minnesota landscape based on the umbrella species concept and selection of large patches of natural vegetation. *Conservation Biology*, 15: 513-522.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C., Gibbons, D.W., 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365, 335–337.
- Prendergast, J.R., & Eversham, B.C., 1995. Butterfly diversity in southern Britain: hotspot losses since 1930. *Biological Conservation* 72, 109–114.
- Prendergast, J.R., Wuinn, R.M., Lawton, J.H. 1999: The Gaps between Theory and Practice in Selecting Nature Reserves. *Conservation Biology* 13(3):484-492.
- Pressey, R.L., Nicholls, A.O., 1989. Application of a numerical algorithm to the selection of reserves in semi-arid New South Wales. *Biological Conservation* 50, 263-278.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vane-Wright, R.I., Williams, P.H. 1993: Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8:124-128.
- Pressey, R.L., 1994. Ad hoc reservations—Forward or backward steps in developing representative reserve systems? *Conservation Biology* 8:662:668.

- Pressey, R.L., Taffs, K.H. 2001. Scheduling conservation action in production landscapes: priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. *Biological Conservation* 100:355-376.
- Pressey, R. L., Cowling, R. M., & Rouget, M. 2003. Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation*, 112, 99–127.
- Primack, R.B, & Ros, J., 2002. Introducción a la biología de la conservación. Ariel. España.
- Pullin, A.S., Báldi, A., Emre Ca. O., Dieterich, M., Kati, V., Livoreil, B., Lövei, G., Mihók, B., Nevin, O., Selva, N., & Sousa-pinto, I., 2009. Conservation Focus on Europe: Major Conservation Policy Issues that need to be informed by Conservation Science. *Conservation Biology*, Volume 23, No. 4, 818–824
- Purvis, A., Gittleman, J.L., Cowlishaw, G., & Mace, G.M., 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* 267, 1947–1952.
- Ramírez-Acosta, J., Castellanos, A., Arnaud, G., Breceda, A, & Rojas-Soto, O, 2012. Conservation of Endemic Terrestrial Vertebrates in the Protected Areas of the Baja California Peninsula, *Mexico Natural Areas Journal*, 32(1):15-30.
- Raven, P.H., & Wilson, E.O., 1992. A fifty-year plan for biodiversity surveys. *Science* 258, 1099–1100.
- Real, J.A. 2004. Águila-Azor Perdicera, *Hieraaetus fasciatus*. En Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Real R, Barbosa AM, & Vargas JM 2006a. Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environ Ecol Stat* 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., Márquez, A.L., Olivero, J., Estrada, A., 2010. Species distribution models in climate change scenarios are still not useful for informing policy planning: an uncertainty assessment using fuzzy logic. *Ecography* 33:304-314.
- Reid, W.V., 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology and Evolution* TREE 13, 275-280.
- Rey Benayas, J.M., Scheiner, S.M., García Sánchez-Colomer, M., Levassor, C., 1999. Commonness and rarity: theory and application of a new model to Mediterranean montane grasslands. *Conservation Ecology* (online) 3 (1), 5. <http://www.consecol.org/vol3/iss1/art5>
- Rey Benayas, J.M., & De la Montaña, E., 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biol. Conserv.* 114, 357–370.

- Rey Benayas, J.M., De la Montaña, E., Belliure, J. & Eekhout, X.J., 2006. Identifying areas of high herpetofauna diversity that are threatened by planned infrastructure projects in Spain. *Journal of Environmental Management* 79, 279-289.
- Riemann, H., and E. Ezcurra. 2005. Plant Endemism and natural protected areas in the peninsula of Baja California, Mexico. *Biological Conservation* 122:141-150.
- Riggio, J., Jacobson, A., Dollar, L., Bauer, H., Becker, M., Dickman, A., & Pimm, S., 2013. The size of savannah Africa: a lion's (*Panthera leo*) view. *Biodiversity and Conservation*, 22, 17-35.
- Roberge, J.M., & Angelstam, P., 2004. Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology* 18, 76–85.
- Rodrigues, A.S.L., Tratt, R., Wheeler, B.D., Gaston, K.J., 1999. The performance of existing networks of conservation areas in representing biodiversity. *Proceeding of the Royal Society of London Series B* 266, 1453–1460.
- Rodrigues, A.S.L., Gaston, K.J., Gregory, R.D., 2000. Using presence-absence data to establish reserve selection procedures that are robust to temporal species turnover. *Proceedings of the Royal Society Series B* 267:897-902.
- Rodrigues, A.S.L., Gaston, K.J., 2001. How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters* 4:602-609.
- Rodrigues, A.S.L., Akcakaya, H.R., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Chanson, J.S., Fishpool, L.D.C., da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Yan, X., 2004a. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54, 1092–1097.
- Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool, L.D.C., da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Long, J.S., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Yan, X., 2004b. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428, 640–643.
- Rodrigues, A.S.L., & Brooks, T.M., 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annu. Rev. Ecol., Evolut., Syst.* 38, 713–737.
- Romo, M.A., 2008. Alzacola, *Cercotrichas galactotes*. En Palacios, M.J. et al. (Eds.). *Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura. Fauna II / Clase Aves*. Colección Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Mérida.
- Rondinini, C., Stuart, S., Boitani, L., 2005. Habitat suitability models and the shortfall in conservation planning for African vertebrates. *Conservation Biology* 19, 1488–1497.
- Rondinini, C., & Boitani, L., 2006. Differences in the Umbrella Effects of African Amphibians and Mammals Based on Two Estimators of the Area of Occupancy. *Conservation Biology* 20, 170–179.

- Rondinini, C., & Chiozza, F., 2010. Quantitative methods for defining percentage area targets for habitats type in conservation planning. *Biological Conservation*, 143, 1643–1646.
- Ros, J.d., 1995. La extinción de especies animales y vegetales, Universidad Nacional de Educación a Distancia, Fundación Universidad-Empresa, Madrid.
- Salomon, A.K., Ruesink, J.L., DeWreede, R.E., 2006. Population viability, ecological processes and biodiversity: valuing sites for reserve selection. *Biological Conservation* 128:79-92.
- Sánchez, A., Pérez, J., Jiménez, E. & Tovar, C., 2009. Atlas Los Odonatos de Extremadura. Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente. 344 pp.
- Sánchez-Fernández, D., Bilton, D.T., Abellán, P., Ribera, I., Velasco, J., & Millán, A., 2008. Are the endemic water beetles of the Iberian Peninsula and the Balearic Islands effectively protected? *Biological Conservation* 141, 1612–1627.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., 2015. Using null models to identify under-represented species in protected áreas: A case study using European amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 184:290-299.
- Santini, L., Di Marco, M., Boitani, L., Maiorano, L., Rondinini, C., 2014. Incorporating spatial population structure in gap analysis reveals inequitable assessments of species protection. *Diversity and Distributions*, 20: 698–707.
- Sanderson, E.W., Malanding, J., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V., Woolmer, G., 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52, 891e904.
- Sanderson, F., Pople, R., Ieronymidou, C., Burfield, I., Gregory, R., Willis, S., Howard, C., Stephens, P., Beresford, A. & Donald, P. (2015). Assessing the Performance of EU Nature Legislation in Protecting Target Bird Species in an Era of Climate Change. *Conservation Letters* 0:1-9.
- Santini, L., Di Marco, M., Boitani, L., Maiorano, L., Rondinini, C., 2014. Incorporating spatial population structure in gap analysis reveals inequitable assessments of species protection. *Diversity and Distributions*, 20: 698–707.
- Scott, J.M., Csuti, B., Jacobi, J.D. and Estes, J.E., 1987. Species richness: a geographical approach to protecting biodiversity. *BioScience* 37: 782–788.
- Scott, J.M., Csuti, B., and Caicco, S., 1991. Gap Analysis: assessing protection needs. In: Hudson, W.E. (Ed.), *Landscape linkages and biodiversity*. Island Press, Washington, DC, USA, pp. 15–26.
- Scott, J.M., Davis, F.W., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Groves, C., Anderson, H., Caicco, S., Derchia, F., Edwards, T.C., Ulliman, J., & Wright, R.G., 1993. Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123, 1–41.
- Sérgio, C., Araújo, M.B., & Draper, D., 2000. Portuguese bryophyte diversity and priority areas for conservation. *Lindbergia* 25:116–123.

- Sharafi, S.M., Moilanen, A., White, M., & Burgman, M., 2012. Integrating environmental gap analysis with spatial conservation prioritization: A case study from Victoria, Australia. *Journal of Environmental Management* 112 240e251.
- Sokal, R. R., & Rohlf, F. J., 1995. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*, 3rd edition, in Freeman W. H., and Company (eds.): New York, 887 pp.
- Solomon, M., Van Jaarsveld, A.S., Biggs, H.C., Knight, M.H., 2003. Conservation targets for viable species assemblages? *Biodiversity and Conservation* 12:2435-2441.
- Soulé, M.E., editor. 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Soulé, M.E., Sanjayan, M.A., 1998. Conservation Targets: Do They Help? *Science* 279:2060-2061.
- Soutullo, A., 2010. Extent of the global network of terrestrial protected areas. *Conservation Biology* 24:362-363.
- Sritharan, S & Burgess, Neil, D., 2011. Protected area gap analysis of important bird areas in Tanzania. *African Journal of Ecology*, 50, 66-76.
- Stanners, D., Bourdeau, P., 1995. *Europe's Environment: The Dobris Assessment*. European Environmental Agency, Copenhagen, Denmark, pp. 676.
- Stewart, R.R., Ball, I.R., Possingham, H.P., 2007. The Effect of Incremental Reserve Design and Changing Reservation Goals on the Long-Term Efficiency of Reserve Systems. *Conservation Biology* 21:346-354.
- Sundseth, K. 2010. NATURA 2000 en la región mediterránea. Comisión Europea. Dirección General de Medio Ambiente. Bruselas.
http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/biogeos/Mediterranean/KH7809610ESC_002.pdf
- Takacs, D. 1996. *The idea of Biodiversity: Philosophies of Paradise*. Baltimore: Johns Hopkins Press.
- Thomaes, A., Kervyn, T., & Maes, D., 2008. Applying species distribution modelling for the conservation of the threatened saproxylic Stag Beetle (*Lucanus cervus*). *Biological Conservation* 141, 1400–1410.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., de Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Townsend Peterson, A., Phillips, O.L., Williams, S.E., 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145-148.
- Tilman, D. 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature*, 405.

Torralba-Burrial, A., Azpilicueta Amorín, M., Cordero Rivera, A., Ocharan Larrondo, F.J., Outomuro Priede, D., Cano-Villegas, F.J. 2011. *Coenagrion caeruleum* (Fonscolombe, 1838). Pp: 501-516. En: Verdú, J. R., Numa, C. y Galante, E. (Eds). *Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados amenazados de España (Especies Vulnerables)*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, Medio rural y Marino, Madrid.

Traba, J., de la Morena, E.L.G., Morales, M.B., & Suárez, F., 2007. Determining high value areas for steppe birds in Spain: hot spots, complementarity and the efficiency of protected areas. *Biodiversity and Conservation* 16, 3255–3275.

Tuvi, E.-L., Vellak, A., Reier, Ü., Szava-Kovats, R., & Pärtel, M. 2011. Establishment of protected areas in different ecoregions, ecosystems, and diversity hotspots under successive political systems. *Biological Conservation* 144 1726–1732

U - Z

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), 2012. Red List Version 2012.2. <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/>

Usher, M.B. (Ed.), 1986. *Wildlife Conservation Evaluation*. Chapman and Hall, London, UK.

Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J., Williams, P.H., 1991. What to protect?—Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55:235-254.

Verdú, J. R. & E. Galante (eds). 2006. *Libro rojo de los invertebrados de España*. Dirección general para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 411 pp.

Verdú, J.R., & Galante, E. 2009. *Atlas de los invertebrados amenazados de España (Especies en Peligro Crítico y en Peligro)*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 340 pp.

Verdú, J.R., Numa, C., & Galante, E. 2011 *Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados amenazados de España (Especies vulnerables) Volumen I Artrópodos. - Anexo I: Fichas de especies con cambio de categoría*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, Medio rural y Marino, Madrid, 1.318 pp. http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/default_invert_amenazados_vulnerables.aspx

Verovnik, R., Govedic, M, & Salamun, A., 2011. Is the Natura 2000 network sufficient for conservation of butterfly diversity? A case study in Slovenia. *J Insect Conserv* 15:345-350.

Vimal, R., Rodrigues, A.S., Mathevet, R., & Thompson, J.D., 2011. The sensitivity of gap analysis to conservation targets. *Biodiversity and Conservation* 20:531–543.

Viñuela, J. 2004. Milano real, *Milvus milvus*. En Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Virkkala R, Rajasarkka, A, Vaisanen RA, Vickholm M, Virolainen E (1994) The significance of protected areas for the land birds of southern Finland. *Conserv Biol* 8:532–544.
- Virolainen, K.M., Nättinen, K., Suhonen, J., Kuitunen, M., 2001. Selecting herb-rich forest networks to protect different measures of biodiversity. *Ecological Applications* 11, 411–420.
- Warman, L.D., Sinclair, A.R.E., Scudder, G.G.E., Klinkenberg, B., Pressey, R.L., 2004. Sensitivity of Systematic Reserve Selection to Decisions about Scale, Biological Data, and Targets: Case Study from Southern British Columbia. *Conservation Biology* 18:655-666.
- Watson, J.E.M., Evans, M.C., Carwardine, J., Fuller, R.A., Joseph, L.N., Segan, D.B., Taylor, M.F.J., Fensham, R.J., Possingham, H.P., 2010. The capacity of Australia’s protected-area system to represent threatened species. *Conservation Biology* 25:324-332.
- Watson, J.E.M., Dudley, N., Segan, D.B., Hockings, M., 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature* 515:67-73.
- Whittaker, R. J., M. B. Araújo, P. Jepson, R. J. Ladle, J. E. M. Watson, & K. J. Willis. 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distribution* 11:3–23.
- Wiersma YF, & Nudds TD 2006. Conservation targets for viable species assemblages in Canada: are percentage targets appropriate? *Biodivers Conserv* 15(14):4555–4567.
- Williams, P.H., Humphries, C.J., Vane-Wright, R.L., 1991. Measuring biodiversity: taxonomic relatedness for conservation priorities. *Australian Systematic Botany* 4, 665–679.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Watson,R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314(5800), 787–790.
- Yip JY, Corlett RT, & Dudgeon D 2004. A fine-scale Gap Analysis of the existing protected area system in Hong Kong, China. *Biodivers Conserv* 13:943–957.
- Zografou, K., Sfenthourakis, S., Pullin, A., & Kati, V., 2009. On the surrogate value of red-listed butterflies for butterflies and grasshoppers: a case study in Grammos site of Natura 2000, Greece. *J Insect Conserv* 13:505–514.
- Zwarts, L., Bijlsma, R. B., Van der Kamp, J. and Wymenga, E., 2008. *Living on the edge: wetlands and birds in a changing Sabel*. Zeist, The Netherlands: KNNV Publishing.