

EFFECTIVIDAD DE LA RED DE PARQUES NACIONALES PENINSULARES EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD ACUÁTICA

ANDRÉS MILLÁN SÁNCHEZ¹, PEDRO ABELLÁN RÓDENAS²,
DAVID SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ¹, FÉLIX PICAZO MOTA¹,
JOSEFA VELASCO GARCÍA¹, JORGE M. LOBO³ E IGNACIO RIBERA GALÁN⁴

RESUMEN

En este estudio se pretende evaluar la efectividad de la Red de Parques Nacionales Peninsulares (RPNP) en la conservación de la biodiversidad acuática. Para ello se ha utilizado a los coleópteros acuáticos, un grupo de insectos con reconocido valor indicador. Se realizaron muestreos extensivos durante la primavera y verano entre 2008 y 2011, y se recopiló la información previa existente sobre coleópteros en todos los parques. Con estos datos, se valoró la calidad de los inventarios faunísticos, se evaluó la efectividad de los parques nacionales en la representación de la diversidad taxonómica y filogenética, y se elaboraron modelos climáticos de distribución potencial que permitieran conocer, con independencia de las localidades de presencia, si los parques nacionales (PN) representan las áreas de mayor favorabilidad climática de las especies.

Con relación a la riqueza taxonómica, aunque el porcentaje de representatividad, tanto del conjunto de especies, como el de endemismos, ha sido alto, este parece estar sesgado hacia áreas de alta montaña, dejando fuera gran parte de la comunidad propia de zonas de media montaña y de ambientes áridos, especialmente los de carácter salino. La inclusión de las sierras de Guadarrama, Grazalema, Alcornocales y Alcaraz en la RPNP podría paliar este déficit.

Los resultados relativos a la diversidad filogenética (DF) muestran patrones similares, de manera que, en general, la RPNP tiene un papel limitado en la preservación de la historia evolutiva de los coleópteros acuáticos de la península Ibérica. Así, para los cuatro grupos estudiados, la cantidad de DF incluida en los parques, o no se desvía de lo que cabría esperar en base al número de especies que incluyen, o tiende a ser menor que la esperada. Por otro lado, la mayor parte de los endemismos ibéricos de mayor singularidad evolutiva y grado de amenaza no se encuentran incluidos en la RPNP.

Finalmente, los modelos de distribución potencial elaborados abundan en esta idea, al concluir que, en general, los PN representan poblaciones y áreas potenciales climáticas marginales (con baja idoneidad climática). Además, las distribuciones (conocidas o potenciales) de buena parte de estas especies se encuentran en las zonas frontera de la RPNP. En este sentido, medidas de protección en áreas periféricas a la RPNP deben ser implementadas para evitar la pérdida de esta importante biodiversidad acuática.

Palabras clave: Biodiversidad, coleópteros acuáticos, diversidad taxonómica, diversidad filogenética, modelos de distribución climática, Parque Nacional.

¹ Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, Murcia, España. acmillan@um.es, davidсан@um.es, fpicazo@um.es, jvelasco@um.es.

² Department of Biological Sciences, University of Aarhus, Aarhus, Dinamarca pabellan@um.es.

³ Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), Madrid, España mcnj117@mncn.csic.es.

⁴ Institut de Biologia Evolutiva (CSIC-UPF), Barcelona, España. ignacio.ribera@ibe.upf-csic.es.

SUMMARY

This study aims to assess the effectiveness of the Iberian National Park Network (RPNP) in preserving aquatic biodiversity. For this purpose we have used water beetles, an insect group with a recognized indicator value. We sampled extensively during spring and summer between 2008 and 2011, and compiled all previous available information on beetles in all the parks. With these data we analysed the quality of faunistic inventories and the effectiveness of RPNP in representing taxonomic and phylogenetic diversity, and we developed climatic models of potential distribution to estimate, irrespective of the presence localities, whether NP represent the areas with the highest climatic favourableness for the species.

Concerning taxonomic richness, despite that the percentage of representativeness for all species, including endemics, was high, it seems biased towards high mountain areas, leaving out a great part of the community typical to mid-mountain areas and arid environments, especially saline. The inclusion of mountain ranges such as Guadarrama, Grazalema, Alcornocales and Alcaraz in the RPNP would help to mitigate this gap.

The results regarding phylogenetic diversity (PD) show a similar pattern. Thus, in general, the RPNP perform poorly in the preservation of evolutionary history, as assessed from Iberian aquatic beetle data. Across the four groups of beetles studied, either the amount of PD included in the NP often did not depart significantly from what would be expected given the number of species they cover, or PD generally tended to be lower than expected. We also found a low degree of coverage in RPNP of those endemic species displaying both high evolutionary distinctness and vulnerability.

Finally, the potential distribution models confirm our interpretation, concluding, in general, that the NP represent marginal populations but also potential climatic areas (low climatic favourableness). The distributions (recorded or potential) of a great number of these species are also located in the edge zone of the RPNP. In this sense, protective measures in peripheral areas of NPNP must be implemented in order to mitigate the loss of this important aquatic biodiversity.

Key words: Biodiversity, aquatic coleoptera, taxonomic diversity, phylogenetic diversity, climatic distribution models, National Parks.

INTRODUCCIÓN

En el contexto europeo, la biodiversidad acuática ibérica destaca por sus altos valores de riqueza, endemidad y vulnerabilidad (RIBERA 2000; RIBERA *et al.* 2003; SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2006; 2008a). Por ello, la conservación de los ecosistemas y la biota acuática en la península Ibérica es una tarea prioritaria (PRENDA *et al.* 2006). En este sentido, una de las herramientas más utilizadas para la conservación de la biodiversidad es la delimitación geográfica de diferentes figuras de protección, siendo sin duda una de las más importantes la figura de Parque Nacional (MORILLO & GÓMEZ-CAMPO 2000). Sin embargo, los criterios utilizados en su origen para designar parques nacionales (de aquí en adelante PN)

están, en parte, relacionados con aspectos estéticos, culturales y socioeconómicos circunstanciales, más encaminados a preservar organismos carismáticos como plantas superiores y vertebrados terrestres, que a conservar la biodiversidad acuática en general y los invertebrados en particular (KEITH 2000; ABELLÁN *et al.* 2007).

La evaluación de la representatividad de los espacios protegidos y la estimación de su capacidad de preservación de la biodiversidad se ha medido, generalmente, mediante el uso de la riqueza de especies y presencia de endemismos (RODRIGUES & BROOKS 2007). Para ello, se suelen utilizar datos de localidades georreferenciadas con presencias observadas para determinados grupos taxonómicos, solapando estas

cartográficamente con las áreas protegidas al objeto de conocer, entre otras cosas, el porcentaje de especies (o especies endémicas) representadas en esas redes de áreas protegidas (MARGULES *et al.* 2002). Además, en los últimos años, los patrones y procesos evolutivos han empezado a ser incorporados también a estos ejercicios de planificación de las estrategias de conservación (VANE-WRIGHT *et al.* 1991; FAITH 1992; FOREST *et al.* 2007). Así, las filogenias proporcionan una medida natural de biodiversidad, permitiendo la evaluación de la cantidad de «historia evolutiva» o «diversidad filogenética» que recoge una determinada área (MAY 1990, VANE-WRIGHT *et al.* 1991; FOREST *et al.* 2007) o una determinada especie (REDDING & MOOERS 2006; ISAAC *et al.* 2007). En este contexto, las redes de espacios protegidos deberían representar una alta diversidad filogenética, siendo una de las principales estrategias para reducir la magnitud y el impacto de la pérdida del componente evolutivo de su diversidad biológica, incluida la acuática, especialmente en áreas tan interesantes como la península Ibérica.

Una última y poco explorada cuestión en la evaluación de la efectividad de las redes de espacios protegidos existentes, consiste en examinar qué parte del nicho climático de las especies representan. En este sentido, la identificación de áreas habitables para las especies (y sus valores de adecuación climática) a través de la aplicación de modelos predictivos de distribución, resulta de gran utilidad para tomar decisiones apropiadas en conservación (FERRIER 2002; LOISELLE *et al.* 2003; CABEZA *et al.* 2010). Es decir, conocer si los espacios protegidos representan las poblaciones y áreas potenciales próximas al óptimo climático de las especies o, por el contrario, representan poblaciones y áreas climáticas potenciales marginales (con baja idoneidad climática).

Así, el principal objetivo de nuestro estudio ha sido determinar si la biodiversidad acuática de macroinvertebrados está bien representada por la RPNP. Es evidente que este objetivo resulta una tarea difícil y compleja dada la enorme variedad de formas de vida acuática presentes y el carácter extensivo del proyecto. Para abordarlo, se ha trabajado con los coleópteros acuáticos

como representantes de esta diversidad biológica, ya que este grupo ha sido reconocido como excelente indicador de biodiversidad tanto para invertebrados (BILTON *et al.* 2006; SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2006) como vertebrados (PICAZO *et al.* 2010). Además, los coleópteros acuáticos son un grupo híperdiverso, que comprende especies tanto ubiquestas como especialistas, con ciclos de vida largos, capaces de ocupar una gran variedad de hábitats, taxonomía bien conocida y, en general, fáciles de identificar, por lo que resultan adecuados para su uso en la valoración de la biodiversidad acuática (SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2006). Por tanto, una alta presencia de coleópteros en los diferentes hábitats acuáticos representativos de la RPNP, sugeriría una alta presencia y representación de otras formas de vida acuática.

Los objetivos específicos de este estudio han sido:

- a) Inventariar la comunidad de coleópteros acuáticos de los diferentes parques nacionales (PN) y evaluar el grado de completitud de sus inventarios.
- b) Evaluar el papel de los PN en la protección de coleópteros acuáticos ibéricos, y en particular, de aquellas especies endémicas con mayor grado de amenaza.
- c) Identificar las áreas prioritarias para la conservación de los coleópteros acuáticos ibéricos y evaluar su coincidencia con los PN actualmente existentes.
- d) Evaluar el papel de los PN en la representación de la diversidad filogenética acuática ibérica y, en particular, en la protección de aquellas especies con mayor prioridad de conservación en términos evolutivos.
- e) Analizar la redundancia evolutiva entre los distintos PN y determinar el grado de singularidad evolutiva de las especies endémicas ibéricas de coleópteros acuáticos.
- f) Estimar la distribución potencial para las especies endémicas de la península Ibérica y examinar qué parte del nicho climático de estas especies derivado de los datos de distribución aparece representado en los PN.

g) Destacar aquellas especies endémicas ibéricas que no se encuentran representadas en los PN, discriminando entre las que podrían estar porque los parques poseen condiciones climáticas adecuadas (sean éstas marginales o próximas a su óptimo climático), de aquellas otras cuyas condiciones no están recogidas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio y muestreos

El estudio comprende los nueve parques nacionales continentales (IUCN Categoría II) ubicados en la península Ibérica (Figura 1). Ocho de ellos se encuentran en España (Sierra Nevada, Cabañeros, Monfragüe, Picos de Europa, Ordesa y Monte Perdido, Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, Doñana y Tablas de Daimiel) y uno en Portugal (Peneda-Gerês). Aunque en un principio no estaba previsto incorporar Peneda-Gerês, al tratarse de un proyecto de ámbito nacional, se ha considerado adecuado contemplarlo, por disponer de datos suficientes sobre este espacio, y

al objeto de darle una mayor coherencia biogeográfica al estudio.

En total, se han prospectado 111 estaciones de muestreo, que recogen la diversidad de ecosistemas acuáticos presentes en los PN (Anexo 1). Los muestreos se realizaron entre 2008 y 2011, a finales de primavera o verano, ya que son los periodos del año que presentan la máxima actividad de los organismos acuáticos (BONADA *et al.* 2007). Las muestras de macroinvertebrados se tomaron con una red de 500 micras de luz de malla, siguiendo el protocolo establecido por JÁIMEZ-CUÉLLAR *et al.* (2004). El muestreo se consideró completo en cada estación cuando el trabajo de campo no permitió la incorporación de nuevos taxones. Además, se realizó una exhaustiva recopilación de la información taxonómica y biogeográfica contenida en textos, diversas colecciones particulares y bases de datos disponibles hasta la fecha. Toda la información así recogida ha sido referida a cuadrículas UTM de 10 x 10 km para los posteriores análisis e incorporada a la base de datos de coleópteros acuáticos ibéricos (ESACIB,

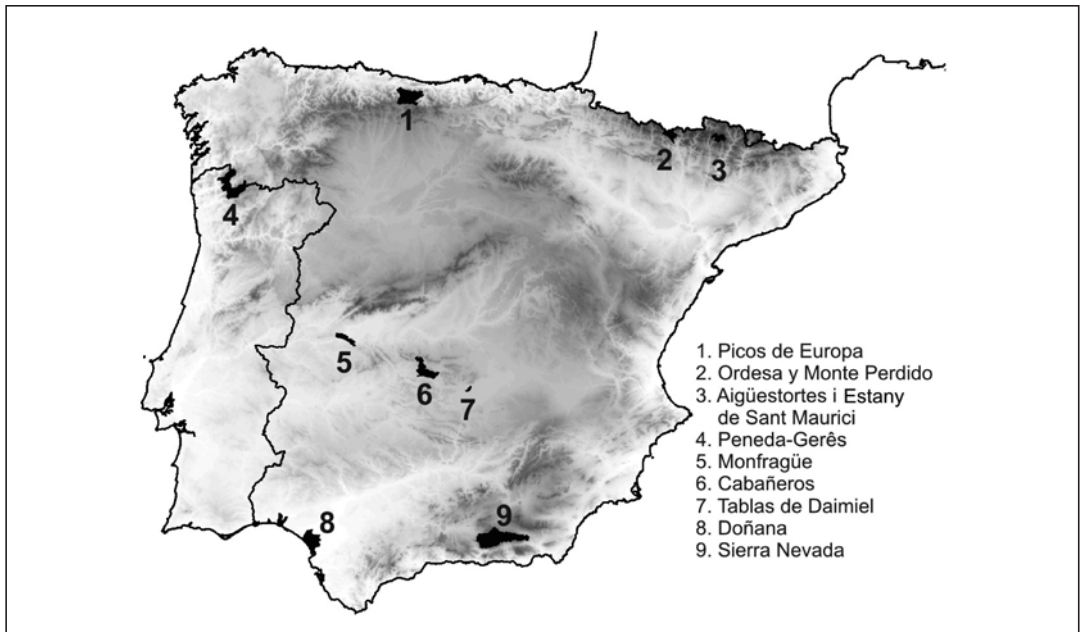


Figura 1. Localización de los parques nacionales estudiados.

Figure 1. Location of the studied National Parks.

véase SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2008b) del grupo de Ecología Acuática de la Universidad de Murcia.

Complejidad de los inventarios y diversidad taxonómica

Con el fin de determinar el grado de completitud o calidad de los inventarios para cada PN, se comparó el número de especies de coleópteros recogido en cada uno de ellos frente al número de especies estimado en función de varios estimadores de riqueza tanto paramétricos (función de Clench) como no paramétricos (Jackknife1 y Chao2). Como sustituto del esfuerzo de muestreo se utilizó el número de registros recogidos en ESACIB para las cuadrículas de 10 x 10 km pertenecientes a cada PN (SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2008b). Estos métodos son ampliamente utilizados para evaluar la calidad de los inventarios (HORTAL *et al.* 2006; BRUNO *et al.* 2012). Las estimas del número de especies para cada PN se realizaron mediante los programas EstimateS 6.0 (<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>) y Statística v.8.0.

Para la determinación del grado de representatividad de la fauna ibérica de coleópteros acuáticos en los PN, se ha tomado como referencia la lista de especies presentada por RIBERA *et al.* (2003) actualizada hasta la fecha, incluidos datos propios no publicados. Del mismo modo, se ha calculado la proporción de especies presentes en los PN correspondientes a las diferentes áreas fisioclimáticas y biogeográficas (Figura 2) propuestas en LOBO & MARTÍN-PIERA (2002) y RIBERA (2000), respectivamente.

Por otro lado, para evaluar el papel de los PN en la representación de los endemismos ibéricos que presentan mayor grado de amenaza, se utilizaron las estimas de vulnerabilidad obtenidas por SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* (2008a). En este estudio se clasificaron los endemismos peninsulares en base a su prioridad de conservación a partir de diferentes características de las especies y sus hábitats. Para aquellas especies no incluidas en SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* (2008a), como especies nuevas descritas con posterioridad o cambios taxonómicos recientes, se evaluó su vulnerabilidad siguiendo la metodología propuesta en ese estudio.

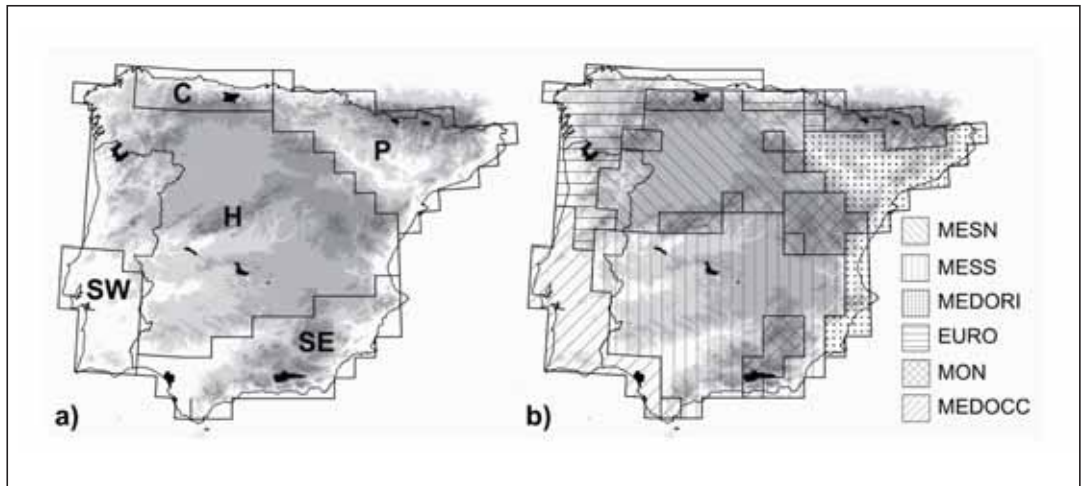


Figura 2. Regionalización de la península Ibérica basada en a) regiones biogeográficas (C, Cantábrica; P, Pirenaica; H, Herciniana; SE, Sureste Ibérico; SW, Suroeste Ibérico) y b) regiones fisioclimáticas (MESN, Meseta norte; MESS, Meseta sur; MEDORI, Mediterráneo oriental; EURO, Eurosiberiana; MON, Montañosa; MEDOCC, Mediterráneo occidental)..

Figure 2. Iberian Peninsula regionalisation on the basis of a) biogeographical regions (C, Cantabrian; P, Pirenaic; H, Hercinian; SE, Iberian Southeast; SW, Iberian Southwest) and b) physioclimatic regions (MESN, Northern Plateau; MESS, Southern Plateau; MEDORI, Eastern Mediterranean; EURO, Eurosiberian; MON, Montane; MEDOCC, Western Mediterranean).

Finalmente, con el objetivo de evaluar la coincidencia de los PN con las áreas prioritarias para la conservación de los coleópteros acuáticos ibéricos, e identificar aquellas zonas que maximizan la diversidad de este grupo no incluida en los PN, se utilizó un algoritmo de complementariedad que proporciona conjuntos de áreas del menor tamaño posible capaces de incluir, al menos, una representación de todas las especies (véase ABELLÁN *et al.* 2005a para más detalles). La unidad de trabajo en este caso fueron las cuadrículas peninsulares de 50 x 50 km, considerándose por una parte la riqueza del conjunto de especies y, por otra, la riqueza de especies endémicas. Como este tipo de algoritmos suele proporcionar múltiples soluciones alternativas, el valor de prioridad de conservación de cada cuadrícula se obtuvo a partir de su valor de irremplazabilidad, es decir, el número de veces que aparece esa cuadrícula en el total de posibles soluciones. A partir de esta metodología se identificaron las áreas de mayor prioridad de conservación para el conjunto de coleópteros acuáticos ibéricos, así como aquellas áreas prioritarias que incluyen las especies no representadas actualmente en la RPNP.

Diversidad filogenética

Para los análisis de diversidad filogenética se han utilizado cuatro grupos de coleópteros acuáticos: las familias Hydraenidae e Hydrochidae y los linajes Agabinae e Hydroporini, estos dos últimos pertenecientes a la familia Dytiscidae. Para cada uno de ellos, reconstruimos las relaciones filogenéticas entre sus especies utilizando diferentes combinaciones de genes mitocondriales y nucleares (véase ABELLÁN & RIBERA 2011). Las filogenias fueron construidas usando el algoritmo de máxima verosimilitud implementado en RAxML v7.0 (STAMATAKIS *et al.* 2008), y la edad relativa de los diferentes linajes fue estimada mediante el método Bayesiano implementado en BEAST (DRUMMOND & RAMBAUT 2007), utilizando una tasa de divergencia de 0.01 sustituciones/sitio/MA (véanse los detalles metodológicos en ABELLÁN & RIBERA 2011). Las filogenias así obtenidas incluyen todas las especies ibéricas y, prácticamente, todas las europeas de Agabinae,

Hydroporini e Hydrochidae; además de la mayoría de las especies ibéricas y una parte importante de los Hydraenidae europeos.

La historia evolutiva recogida por los diferentes PN se analizó utilizando el índice de diversidad filogenética (DF) propuesto por FAITH (1992), el cual se calcula como la suma de las longitudes de rama de todas las especies presentes en esa área. La DF fue calculada para el conjunto de la fauna de coleópteros acuáticos incluidos en la RPNP, y para cada uno de los parques utilizando el paquete Picante (KEMBEL *et al.* 2010) de R. El papel de los PN como reservorio de historia evolutiva de la biodiversidad acuática ibérica fue evaluado a partir de la comparación entre la diversidad filogenética total que recogen y el valor esperado en función del número de especies que incluyen. Para ello, se calculó el valor de DF estandarizado por el número de especies (DF_{SES}) a partir de la comparación de la DF observada con la DF esperada en 10.000 subconjuntos compuestos por el mismo número de especies pero generados aleatoriamente a partir del total de la fauna de coleópteros acuáticos ibéricos y del conjunto de especies que aparecen en la subregión biogeográfica ibérica (sensu RIBERA 2000), en la que se localiza el PN. Valores positivos de DF_{SES} indican que la DF es mayor que la esperada al azar, mientras que valores negativos indican que es significativamente menor que la esperada.

Se evaluó también el grado de redundancia en la representación de la DF ibérica entre los diferentes parques. Para ello, se determinó la historia evolutiva compartida (similitud filogenética) entre cada pareja de parques utilizando el índice PhyloSor (BRYANT *et al.* 2008), que computa el ratio entre el total de las longitudes de rama compartidas por dos áreas y el total de las longitudes de rama únicas de cada parque. Los valores de este índice varían de 0 a 1 en un gradiente de menor a mayor similitud filogenética. A continuación, se evaluó si cada pareja de PN es filogenéticamente más o menos similar de lo que cabría esperar dado el número de especies que contienen y el número de especies que ambos comparten. Para ello, se compararon los valores observados de similitud filogenética entre pares de parques con los procedentes de una distribu-

ción nula obtenida a partir de muestras aleatorias del conjunto de especies ibéricas con similar número de especies e idéntico número de especies compartidas.

Finalmente, se evaluó el papel de los PN en la protección de aquellas especies endémicas de la península Ibérica con mayor grado de singularidad evolutiva (92 especies). Para ello, se estimó la singularidad evolutiva de los endemismos ibéricos de los cuatro grupos estudiados utilizando la métrica propuesta por ISAAC *et al.* (2007), que proporciona el porcentaje de historia evolutiva que comparte una especie con el resto. Aquellas especies con menor número de taxones y clados hermanos a lo largo de la filogenia presentarían mayor prioridad de conservación en términos evolutivos, pues su desaparición supondría la pérdida de mayor historia evolutiva que la de especies con numerosos taxones hermanos (REDDING & MOOERS 2006; ISAAC *et al.* 2007; PURVIS 2008).

Distribución potencial y estimación del nicho de las especies endémicas

A partir de la información disponible en la base de datos de coleópteros acuáticos ibéricos (ESACIB, véase SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2008b), se seleccionaron las especies endémicas ibéricas que tuvieran un número mínimo de presencias en los PN (al menos en cinco cuadrículas UTM de 10 x 10 km), al objeto de estimar su distribución potencial. Se eligieron las especies endémicas pues, además de ser las más amenazadas, en general, se dispone de información precisa sobre su presencia en su área completa de distribución (SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2011). En total se ha trabajado con 107 de los 134 endemismos ibéricos actuales.

Se recogió información de 17 variables bioclimáticas libremente disponibles en Worldclim (www.worldclim.org) para el periodo 1950-2000. La unidad de trabajo fueron las cuadrículas UTM 10 x 10 km, por lo que se asignó un valor de cada variable climática a cada una de las cuadrículas de la península Ibérica.

El método utilizado es un modelo de intersección bioclimática binario, y la representación cartográfica resultante constituye una estima de la distribución potencial basada en las condiciones climáticas de las localidades con presencia constatada. A continuación se describe brevemente la secuencia de procesos realizados (Figura 3).

En primer lugar se eligieron una serie de variables climáticas relevantes para explicar la presencia de cada especie, utilizando el denominado Ecological Niche Factor Analysis (ENFA, véase HIRZEL *et al.* 2002). Esta técnica compara los datos climáticos en las localidades de presencia con las condiciones existentes en el área de estudio, estimando de este modo una serie de factores no correlacionados entre sí que explican tanto la marginalidad (la distancia entre el óptimo detectado para la especie y las condiciones climáticas promedio del territorio) como la especialización (la razón entre la variabilidad climática en el área de estudio con la existente en los puntos de presencia de la especie seleccionada). El número de factores se selecciona comparando sus valores propios (eigenvalues) con los proporcionados por una distribución de «bastón-roto». Finalmente, las variables climáticas seleccionadas son aquellas que muestran correlaciones mayores (factor scores > 0,30) con los valores de los factores seleccionados mediante ENFA. Este método posee una sólida base conceptual y ha sido utilizado recientemente con éxito (ARAGÓN *et al.* 2010; SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2011). Posteriormente se estimó el rango de variación de cada una de estas variables en las localidades con presencia conocida, y se procedió a la elaboración del modelo de intersección bioclimática binario; es decir, se asume que la especie no puede vivir en zonas con condiciones climáticas que sobrepasen los valores máximos y mínimos encontrados en sus zonas de presencia. Por último, se representó geográficamente el espacio n-dimensional definido por la intersección de las variables climáticas seleccionadas. El resultado es un mapa binario (presencia-ausencia) que representa la ubicación de las áreas climáticamente favorables y que puede ser útil para detectar nuevas poblaciones e incluso estudiar los posibles condicionantes del rango actual de estas especies.

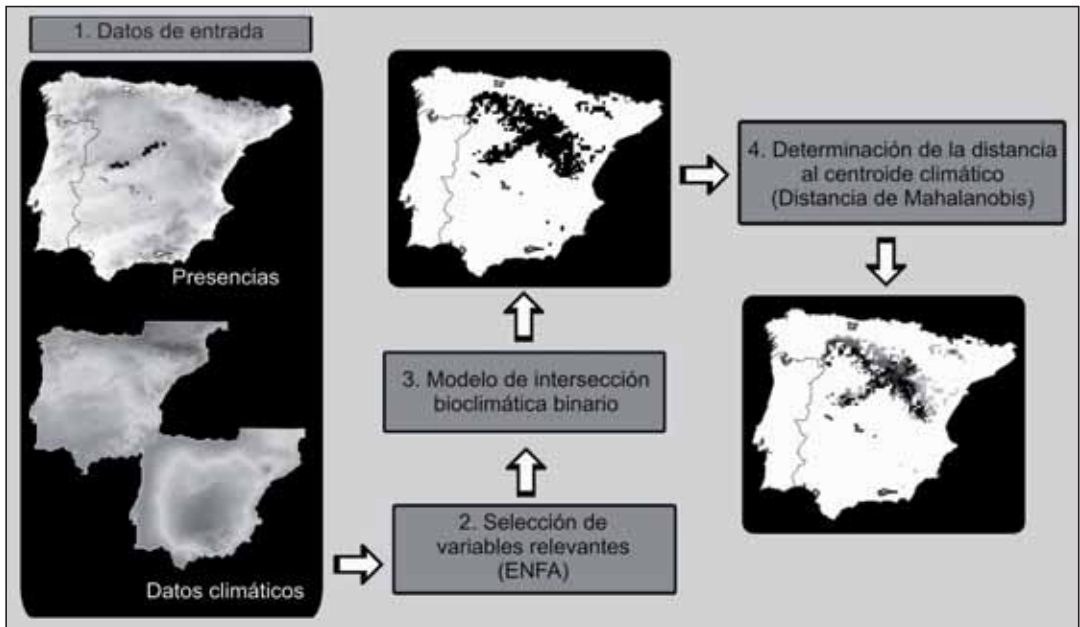


Figura 3. Esquema de la metodología seguida para la elaboración de las representaciones geográficas de la favorabilidad climática dentro de la distribución potencial de las especies (modificado de LOBO *et al.* 2011). El mapa resultante del modelo de intersección bioclimática binario (3) realizado con las variables seleccionadas mediante ENFA representa el área climáticamente favorable o distribución potencial de la especie (cuadrículas negras). El mapa siguiente (paso 4) proporciona un gradiente continuo de idoneidad dentro de la distribución potencial utilizando la distancia de Mahalanobis entre las cuadrículas con presencia conocida y el resto de cuadrículas a priori favorables. Las cuadrículas negras representan mayor adecuación y las grises claras menor adecuación, según su distancia de Mahalanobis a las condiciones climáticas promedio de las localidades con presencias conocidas.

Figure 3. Methodological design followed to obtain the geographical representation of climatic suitability within the potential distribution of each species (modified from LOBO *et al.* 2011). The binary distributional hypothesis (3), obtained using the minimum set of explanatory variables as identified by ENFA, represents the areas with environmentally suitable conditions (black cells). The map in step 4 provides a continuous gradient of suitability within the potential distribution of the species as calculated using Mahalanobis distances to a vector expressing the mean environmental conditions of all the species' records in the environmental space. Darker colours in the gray-scale represent areas of higher habitat suitability.

Por otro lado, al objetivo de transformar el mapa binario simple (presencia: zonas climáticamente favorables, ausencia: zonas climáticamente desfavorables) en un mapa continuo, se calculó la distancia en el espacio climático de todas las cuadrículas climáticamente favorables respecto a las condiciones climáticas existentes en las localidades con presencias observadas. Para ello se utilizó la distancia de Mahalanobis, una medida de distancia multidimensional no euclidiana muy apropiada porque tiene en cuenta la distinta variabilidad de las variables utilizadas y la correlación o dependencia entre ellas (véase el proceso en la Figura 3). Así, la representación final de la distribución potencial para cada una de las 107 especies consistió en un mapa con valores conti-

nuos de idoneidad o adecuación climática dentro de la propia distribución potencial y que oscilan entre 0 (mínima adecuación) y 100 (máxima adecuación).

Representación del nicho climático por los PN

Para determinar si los PN son efectivos representando las zonas climáticamente más adecuadas para las especies endémicas, se ha calculado en primer lugar el área de solapamiento (%) de cada cuadrícula UTM de 100 km² que aparece como parte de la distribución potencial de alguna especie con los PN. Como la identificación de un umbral específico para considerar una cuadrícula

como protegida puede afectar a nuestros resultados (ARAÚJO 2004), se seleccionaron cinco umbrales de área de solapamiento ($> 1\%$, $> 25\%$, $> 50\%$, $> 75\%$, y $> 90\%$). Así, una cuadrícula se consideró protegida cuando el porcentaje de su área dentro de los PN era mayor que el valor umbral considerado. En segundo lugar se han superpuesto las cuadrículas que representan las presencias y las distribuciones potenciales de cada especie (con sus valores de favorabilidad) con las cuadrículas consideradas como protegidas. En este sentido, los resultados se han analizado principalmente teniendo en cuenta tres posibles escenarios de protección para las atributos considerados (presencia de las especies o distribución potencial): (i) que las especies estén siempre representadas en los PN, con independencia del umbral seleccionado; ii) que nunca estén representadas en los PN, con independencia del umbral seleccionado; iii) que estén representadas en los PN dependiendo del umbral seleccionado.

Una vez conocido el número de cuadrículas de la distribución potencial de cada especie que solapan con los PN, se calculó el valor medio de idoneidad o adecuación climática para esas cuadrículas protegidas y se comparó éste con el valor medio de 10.000 muestras aleatorias del mismo número de cuadrículas tomadas en el conjunto de celdas que forman su distribución potencial utilizando el software R v. 2.13 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011). La proporción de muestras aleatorias con mayor valor medio de adecuación nos permite obtener una significación estadística. Es decir, cuando más del 95% de las muestras aleatorias tienen menor adecuación climática que las cuadrículas protegidas ($P < 0.05$) se puede afirmar que las áreas potenciales estimadas representan las áreas con mayor adecuación climática. De la misma manera, si más del 95% de las muestras aleatorias tienen una mayor adecuación climática, se puede decir que los espacios protegidos representan áreas climáticamente marginales.

Finalmente, se han comparado mediante un test no paramétrico (U de Mann-Whitney) las características de las especies (y de las áreas que habitan) cuya distribución potencial o bien no solapa con

los PN o lo hacen marginalmente, frente al resto de especies cuya distribución potencial claramente solapa con los PN. Las variables comparadas fueron: número de presencias (cuadrículas) por especie, altitud media, rango de altitud, temperatura media anual, precipitación anual, y porcentaje de suelo natural, antrópico y semi-antrópico (véase LOBO *et al.* 2011).

RESULTADOS

Diversidad taxonómica

En total se han encontrado 309 especies en los PN (64,5% del total peninsular, con 47,5% procedentes de registros propios y 52,5% de registros bibliográficos). Se han detectado 66 endemismos ibéricos (49,3% del total peninsular). Picos de Europa ha sido el Parque que presenta la mayor riqueza, mientras que las Tablas de Daimiel, Ordesa y Aigüestortes presentan los valores más bajos (Tablas 1 y 2). Por otro lado, Peneda-Gerês y Picos de Europa son los que han mostrado un mayor número de especies endémicas, frente a Doñana y Tablas de Daimiel que registraron los valores de endemidad más bajos. Sin embargo, hasta la fecha, Sierra Nevada es el único parque que presenta cuatro endemismos exclusivos: *Hydroporus normandi alhambrae* Fery, 1999, *Hydroporus sabaudus sierranevadensis* Shaverdo, 2004, *Agabus nevadensis* Lindberg, 1939 y *Limnebius monfortei* Fresneda & Ribera, 1998.

En general, los resultados obtenidos a partir de los estimadores de riqueza utilizados, muestran un grado de completitud por encima del 70%. Picos de Europa y Sierra Nevada, en promedio, son los parques que parecen poseer inventarios más completos, mientras que Ordesa y Peneda-Gerês requerirían todavía muestreos adicionales.

Los resultados del estudio de la representatividad de coleópteros acuáticos en las áreas biogeográficas (RBG) y fisioclimáticas (RFC) muestran (Tabla 1) que Sierra Nevada es el PN que mejor representa las especies del área biogeográfica a la que pertenece, mientras que Peneda-Gerês muestra los porcentajes más bajos. Por otro lado, Doñana ha presentado el mayor porcentaje de es-

	Aigüestortes	Cabañeros	Doñana	Monfragüe	Ordesa	P. Europa	S. Nevada	T. Daimiel	Peneda-G.
Nº especies conocidas antes del proyecto	41	42	100	1	18	110	73	3	0
Nº especies conocidas final	56	91	103	92	58	126	92	55	95
Incremento en número de especies	15	49	3	91	30	16	19	52	95
Nº endemismos ibéricos	6	15	3	13	5	29	16	2	30
Porcentaje sobre el total de especies ibéricas	11,7	19,0	21,5	19,2	12,1	26,3	18,8	11,5	19,8
Porcentaje sobre el total de endemismos ibéricos	4,5	11,2	2,2	9,7	3,7	21,6	11,9	1,5	22,4
%RBG	16,82	22,92	31,50	23,17	17,42	23,93	57,01	28,13	13,85
%RFC	14,89	26,38	44,98	26,67	15,43	37,11	33,51	24,47	15,94

Tabla 1. Datos sobre la comunidad de coleópteros acuáticos en la Red de Parques Nacionales Peninsulares. Porcentajes de especies de cada PN con respecto al total de especies de sus respectivas regiones biogeográficas (%RBG) y fisioclimáticas (%RFC) consideradas.

Table 1. Data on the communities of water beetles in the National Park Network. Percentage of water beetles species from NP belonging to the different biogeographic (%RBG) and physioclimatic (%RFC) considered regions.

pecies relacionadas con la región fisioclimática a la que pertenece, al contrario que Aigüestortes que ha mostrado el más bajo. En todas las áreas peninsulares, menos en la región biogeográfica del suroeste Ibérico (SW) y las fisioclimáticas de la Meseta Norte (MESN) y Mediterráneo Oriental (MEDORI), hay presencia de PN (Figura 2).

Los PN incluyen 29 (Tabla 3) de las 72 especies endémicas ibéricas identificadas como vulnerables (SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2008a). Sierra Nevada y Peneda-Gerês son los PN que albergan el mayor número de especies amenazadas, mientras que las Tablas de Daimiel y Ordesa presentan el menor, además de Doñana donde,

Parque	Nº registros	Riqueza observada	Complejidad (%)		
			Jackknife1	Chao2	Clench
Aigüestortes	352	56	72,10	71,27	78,45
Cabañeros	334	91	79,18	87,42	73,05
Doñana	1069	103	82,55	78,56	91,75
Monfragüe	378	92	80,04	89,75	74,98
Ordesa	173	58	71,72	73,45	65,93
Peneda-Gerês	246	95	70,98	75,55	61,65
Picos de Europa	1001	127	83,02	89,59	85,41
Sierra Nevada	1328	90	89,12	95,51	90,92
Tablas de Daimiel	257	55	76,46	81,70	78,28

Tabla 2. Resumen de los inventarios de los parques nacionales. Se indica el número de registros, la riqueza de especies observada, y el grado de completitud de acuerdo a la riqueza predicha con diferentes estimadores.

Table 2. Summary of water beetles inventories from NP. Number of records, observed species richness, and degree of completeness of their inventories in relation to the species richness predicted by different estimators.

Parque	Especie
Aigüestortes	<i>Hydraena delia</i> Balfour-Browne, 1978
Aigüestortes	<i>Rhithrodytes bimaculatus</i> (Dufour, 1852)
Cabañeros	<i>Hydraena altamirensis</i> Díaz Pazos & Garrido, 1993
Cabañeros	<i>Hydraena albai</i> Sáinz-Cantero, 1993
Cabañeros	<i>Oulimnius bertrandi</i> Berthélemy, 1964
Monfragüe	<i>Hydraena marinae</i> Castro, 2004
Monfragüe	<i>Stictonectes n.sp.</i> Millán y col., en preparación
Monfragüe	<i>Oulimnius bertrandi</i> Berthélemy, 1964
Ordesa	<i>Hydraena delia</i> Balfour-Browne, 1978
Peneda-Gerês	<i>Helophorus jocoteroi</i> Angus & Díaz Pazos, 1991
Peneda-Gerês	<i>Hydraena lusitana</i> Berthélemy, 1977
Peneda-Gerês	<i>Ilybius dettneri</i> Fery, 1986
Peneda-Gerês	<i>Limnebius montanus</i> Balfour-Browne, 1978
Peneda-Gerês	<i>Oulimnius bertrandi</i> Berthélemy, 1964
Peneda-Gerês	<i>Rhithrodytes agnus agnus</i> Foster, 1993
Picos de Europa	<i>Deronectes costipennis gignouxii</i> Fery & Brancucci, 1989
Picos de Europa	<i>Deronectes aubei sanfilippoi</i> Fery & Brancucci, 1997
Picos de Europa	<i>Hydrochus angusi</i> Valladares, 1988
Picos de Europa	<i>Rhithrodytes bimaculatus</i> (Dufour, 1852)
Sierra Nevada	<i>Agabus nevadensis</i> Lindberg, 1939
Sierra Nevada	<i>Hydroporus sabaudus sierranevadensis</i> Shaverdo, 2004
Sierra Nevada	<i>Limnebius ignarus</i> Balfour-Browne, 1978
Sierra Nevada	<i>Limnebius monfortei</i> Fresneda & Ribera, 1998
Sierra Nevada	<i>Ochthebius semotus</i> Jäch, 2001
Sierra Nevada	<i>Helophorus nevadensis</i> Sharp, 1916
Sierra Nevada	<i>Hydraena tatii</i> Sáinz-Cantero & Alba-Tercedor, 1989
Sierra Nevada	<i>Hydroporus normandi alhambrae</i> Fery, 1999
Sierra Nevada	<i>Laccobius gloriana</i> Gentili & Ribera, 1998
Tablas de Daimiel	<i>Hygrotus fresnedai</i> (Fery, 1992)

Tabla 3. Lista de especies endémicas encontradas por PN con un grado de amenaza alto (9-12) según SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* (2008a).

Table 3. List of endemic species found in each PN with a high threat degree (9-12) following SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* (2008a).

hasta la fecha, no se han registrado especies endémicas con un riesgo alto de desaparición.

Por otro lado, los resultados muestran la presencia de un mayor número de especies amenazadas en los parques de montaña con predominio de sistemas fluviales (Agüestortes, Cabañeros, Monfragüe, Ordesa, Peneda-Gerês, Picos de Europa y Sierra Nevada) frente a los parques situados a menor altitud y con predominio de aguas estancadas (Tablas de Daimiel y Doñana).

La Figura 4 muestra el número de registros, número de especies y el número de especies endémicas por cuadrícula UTM 50x50 km. Las áreas más ricas en especies (Figura 4b) y especies endémicas (Figura 4c) se localizan en el cuadrante noroccidental peninsular, especialmente en el caso de los endemismos. Cuando nos fijamos en las áreas irremplazables, observamos que sólo Picos de Europa solapa (parcialmente) con una de las cinco cuadrículas seleccionadas, tanto en el análisis realizado con todas las especies (Figura 5a) como con el realizado sólo con las especies endémicas (Figura 5c). Por otro lado, las áreas que maximizan la diversidad no incluida en la actual RPNP, aparecen dispersas por todo el territorio peninsular (Figuras 5b y 5d), coincidiendo en gran medida con las áreas prioritarias encontrado para el total de especies y especies endémicas peninsulares. Entre estas áreas destacan las sierras de Guadarrama (Madrid), Grazalema-Alcornocales (Cádiz) y Alcaraz (Albacete).

Diversidad filogenética

La cantidad de diversidad filogenética (DF) recogida por el conjunto de PN varía para los diferentes grupos estudiados, superando el 80% en el caso de los dos grupos de Ditíscidos (Agabinae e Hydroporini), y rondando el 70 y 60% para Hydrochidae e Hydraenidae, respectivamente (Tabla 4). No obstante, en todos los casos la DF recogida no difiere significativamente de lo que cabría esperar simplemente por azar. En cuanto a la DF incluida en cada parque, los valores de DF_{SES} indican que la mayoría de ellos recoge menos DF que la esperada respecto al total ibérico y al total de la región biogeográfica en la que se localizan (Tablas 4 y 5). Además, en algunos

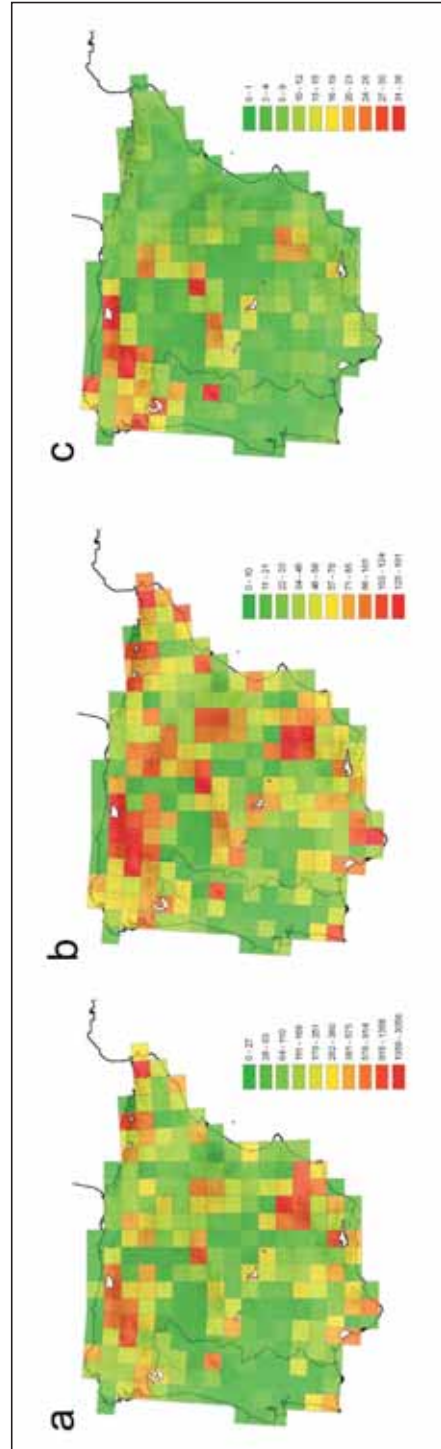


Figura 4. a) Número de registros, b) número de especies (riqueza total) y c) número de especies endémicas por cuadrícula UTM 50x50 km. Figure 4. a) Number of database records, b) number of species (total richness) and c) number of endemic species per UTM 50x50 km squares.

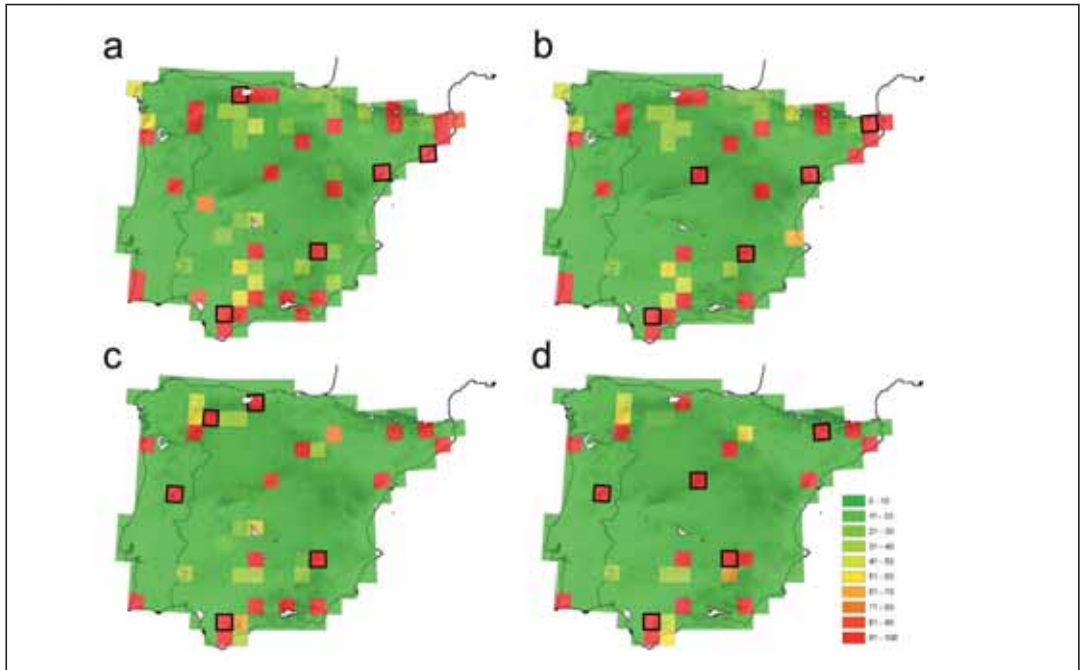


Figura 5. Valores de irremplazabilidad de cada cuadrícula: a) utilizando todas las especies ibéricas; b) utilizando todas las especies ibéricas no incluidas en los PNs; c) utilizando todas las especies endémicas ibéricas; y d) utilizando las especies endémicas no incluidas en PN. Para cada mapa, se resaltan (cuadrado negro) las 5 cuadrículas que siempre aparecen seleccionadas en las primeras posiciones.

Figure 5. Irreplaceability values for each 50 x 50 km square: a) for all Iberian species; b) for all Iberian species not included in PN; c) for all Iberian endemics; and d) for all Iberian endemics not included in PN. For each map, the 5 squares that always were firstly selected were highlighted (black squares).

Grupo	Parque	DF (millones de años)			P-valor			
		n	Observada	Esperada	menor	mayor	DF _{SES}	%DF
Agabinae	Aigüestortes	11	113,63	113,24	0,494	0,506	0,05	60,92
	Cabañeros	6	80,39	74,42	0,740	0,260	0,70	43,11
	Doñana	6	67,88	74,48	0,191	0,809	-0,78	36,391
	Monfragüe	5	73,44	65,03	0,854	0,146	0,96	39,38
	Ordesa	5	50,72	65,12	0,073	0,927	-1,68	27,19
	Peneda-Gerês	8	82,58	91,36	0,144	0,856	-1,05	44,28
	Picos de Europa	12	113,84	119,59	0,240	0,760	-0,69	61,04
	Sierra Nevada	9	68,44	99,03	0,002	0,998	-3,58	36,70
	Tablas de Daimiel	2	36,99	28,73	0,686	0,315	0,86	19,83
	Red Parques N.	18	150,11	153,22	0,333	0,667	-0,42	80,49
	Península Ibérica	26	186,51					

Tabla 4 (continúa)

Grupo	Parque	DF (millones de años)			P-valor			
		n	Observada	Esperada	menor	mayor	DF _{SES}	%DF
Hydroporini	Aigüestortes	16	355,43	383,69	0,191	0,810	-0,88	29,10
	Cabañeros	16	314,89	384,18	0,020	0,981	-2,17	25,78
	Doñana	14	310,43	350,57	0,102	0,898	-1,30	25,42
	Monfragüe	12	249,69	314,15	0,018	0,982	-2,20	20,44
	Ordesa	11	273,31	296,16	0,209	0,791	-0,81	22,38
	Peneda-Gerês	19	354,66	430,44	0,017	0,983	-2,22	29,04
	Picos de Europa	33	664,14	621,04	0,861	0,139	1,07	54,38
	Sierra Nevada	16	329,12	383,57	0,054	0,946	-1,68	26,95
	Tablas de Daimiel	7	201,85	213,58	0,297	0,703	-0,49	16,53
	Red Parques N.	66	1026,28	971,31	0,931	0,069	1,43	84,03
	Península Ibérica	95	1221,32					
Hydraenidae	Aigüestortes	3	68,67	68,01	0,447	0,553	0,05	6,90
	Cabañeros	15	211,33	233,31	0,145	0,855	-1,06	21,24
	Doñana	14	242,67	222,87	0,838	0,162	1,00	24,40
	Monfragüe	16	239,91	245,39	0,385	0,615	-0,26	24,12
	Ordesa	8	133,00	147,98	0,164	0,836	-0,96	13,37
	Peneda-Gerês	17	208,31	255,85	0,020	0,980	-2,19	20,94
	Picos de Europa	23	255,12	316,86	0,009	0,991	-2,54	25,64
	Sierra Nevada	21	277,72	297,29	0,202	0,798	-0,84	27,92
	Tablas de Daimiel	5	114,79	103,52	0,796	0,204	0,83	11,54
	Red Parques N.	65	611,64	646,47	0,105	0,895	-1,27	61,49
	Península Ibérica	126	994,76					
Hydrochidae	Aigüestortes	0						
	Cabañeros	3	36,55	34,25	0,529	0,471	0,58	34,22
	Doñana	3	35,37	34,24	0,390	0,610	0,28	33,12
	Monfragüe	4	44,77	44,04	0,365	0,635	0,19	41,92
	Ordesa	0						
	Peneda-Gerês	0						
	Picos de Europa	3	36,56	34,23	0,858	0,142	0,59	34,23
	Sierra Nevada	1	13,26					12,41
	Tablas de Daimiel	0						
	Red Parques N.	7	72,71	69,80	0,722	0,278	0,71	68,07
	Península Ibérica	12	106,81					

Tabla 4. Diversidad Filogenética (DF) incluida en los PN para los cuatro grupos estudiados y la esperada en base a su número de especies (n). Se muestra si la DF observada es significativamente mayor o menor que la esperada por azar (P-valor menor/mayor), la DF estandarizada por el número de especies (DF_{SES}) y el porcentaje de la DF ibérica recogida (%DF). En negrita se indican los valores significativos (P < 0.05).

Table 4. Phylogenetic diversity (DF) included in the NP for the four studied groups and expected DF based on 10,000 samples of the same number of species (n) randomly drawn from the overall Iberian pool. The P-value (lower/higher) based on the randomization test (proportion of random values with less or more DF than observed DF), the standardised effect size of DF (DF_{SES}) and the percentage of the Iberian DF included (%DF) are also shown. Significant values in bold (P < 0.05).

Región	n	DF	Parques incluidos	DF		P-valor		
				Obs.	Esp.	menor	mayor	%DF
Agabinae								
Cantabrica	16	150,27	Picos de Europa	113,84	123,28	0,094	0,906	75,76
Herciniana	20	162,50	Cabañeros	80,39	71,74	0,844	0,156	49,47
			Monfragüe	73,44	62,41	0,928	0,072	45,19
			Peneda-Gerês	82,58	88,75	0,232	0,768	50,82
			Tablas de Daimiel	36,99	27,04	0,960	0,040	22,76
			Todos los parques	106,51	110,89	0,304	0,696	65,55
Pirenaica	20	145,92	Aigüestortes	107,64	99,08	0,786	0,214	73,77
			Ordesa	50,72	54,37	0,342	0,658	34,76
			Todos los parques	111,74	105,24	0,724	0,276	76,58
Sureste ibérico	14	112,14	Sierra Nevada	68,44	87,09	0,007	0,993	61,03
			Doñana	67,88	67,03	0,516	0,484	60,53
			Todos los parques	86,93	92,75	0,231	0,769	77,52
Hydroporini								
Cantabrica	56	910,55	Picos de Europa	665,31	651,67	0,657	0,343	73,07
Herciniana	78	1071,74	Cabañeros	314,89	382,16	0,019	0,981	29,38
			Monfragüe	249,69	313,83	0,017	0,983	23,30
			Peneda-Gerês	354,66	429,07	0,014	0,987	33,09
			Tablas de Daimiel	201,85	212,98	0,304	0,696	18,83
			Todos los parques	591,90	617,16	0,245	0,755	55,23
Pirenaica	62	961,37	Aigüestortes	355,43	389,23	0,133	0,868	36,97
			Ordesa	273,31	299,36	0,175	0,825	28,43
			Todos los parques	453,45	469,11	0,304	0,696	47,17
Sureste ibérico	53	852,37	Sierra Nevada	329,12	387,66	0,035	0,965	38,61
			Doñana	310,43	354,54	0,074	0,926	36,42
			Todos los parques	537,65	536,91	0,505	0,495	63,08
Hydraenidae								
Cantabrica	37	411,90	Picos de Europa	255,12	297,19	0,009	0,991	61,937
Herciniana	97	858,58	Cabañeros	211,33	240,05	0,075	0,926	24,615
			Monfragüe	239,91	251,78	0,267	0,733	27,943
			Peneda-Gerês	208,31	263,10	0,006	0,994	24,262
			Tablas de Daimiel	114,79	105,19	0,763	0,237	13,37
			Todos los parques	387,58	429,96	0,043	0,957	45,142
Pirenaica	72	706,33	Aigüestortes	68,67	67,16	0,478	0,522	9,7224
			Ordesa	133,00	147,42	0,175	0,825	18,83
			Todos los parques	139,28	160,55	0,106	0,894	19,719
Sureste ibérico	79	773,95	Sierra Nevada	277,72	313,33	0,049	0,951	35,884
			Donana	242,67	232,87	0,703	0,298	31,355
			Todos los parques	461,98	450,23	0,687	0,313	59,692

Tabla 5 (continúa)

Región	n	DF	Parques incluidos	DF		P-valor		
				Obs.	Esp.	Menor	mayor	%DF
Hydrochidae								
Cantabrica	4	45,4235	Picos de Europa	36,56	34,38	0,749	0,250	80,498
Herciniana	11	100,137	Cabañeros	36,55	34,55	0,482	0,517	36,501
			Monfragüe	44,77	44,35	0,303	0,696	44,708
			Peneda-Gerês	0				
			Tablas de Daimiel	0				
Pirenaica			Todos los parques	53,63	53,35	0,344	0,655	53,555
			Aigüestortes	0				
			Ordesa					
Sureste ibérico	8	82,678	Sierra Nevada	22,12	23,38	0,379	0,620	26,75
			Doñana	13,26				16,03
			Todos los parques	32,17	34,90	0,180	0,819	38,91

Tabla 5. Diversidad filogenética (DF) incluida en los PN para cada región biogeográfica ibérica y la esperada en base a su número de especies (n). Se muestra si la DF observada es significativamente mayor o menor que la esperada por azar (P-valor menor/mayor) y el porcentaje de la DF de la región recogida (%DF). En negrita se indican los valores significativos ($P < 0.05$).

Table 5. Phylogenetic diversity (PD) included in the NP of each Iberian biogeographical subregion and expected PD based on their species richness (n). The P-value (lower/higher) based on the randomization test (proportion of random values with less or more PD than observed PD) and the percentage of the included regional PD (%PD) are also shown. Significant values in bold ($P < 0.05$).

casos (especialmente para Hydroporini e Hydraenidae) la DF incluida fue significativamente menor que la esperada por azar.

Con relación a la redundancia filogenética entre PN, en general se observan niveles moderados,

con valores medios de similitud que oscilan entre 0,58 y 0,40 (Tablas 6-9). Destaca que diferentes PN son significativamente menos similares, en términos filogenéticos, para Hydroporini e Hydraenidae (y algunos pocos para Agabinae), de lo que cabría esperar. En general, Doñana y

Parque	AI	CA	DO	MO	OR	PE	PI	SI	TA
Aigüestortes (AI)		0.65	0.52	0.60	0.57	0.60	0.78	0.53	0.44
Cabañeros (CA)	0.464		0.86	0.95	0.33	0.74	0.74	0.61	0.56
Doñana (DO)	0.122	0.888		0.80	0.43	0.58	0.61	0.72	0.39
Monfragüe (MO)	0.582	0.994	0.439		0.30	0.69	0.69	0.54	0.54
Ordesa (OR)	0.070	0.073	0.036	0.017		0.40	0.57	0.61	0.42
Peneda-Gerês (PE)	0.498	0.641	0.231	0.724	0.258		0.77	0.52	0.55
Picos de Europa (PI)	0.595	0.749	0.300	0.809	0.119	0.190		0.61	0.44
Sierra Nevada (SI)	0.006	0.086	0.194	0.131	0.062	0.008	0.001		0.35
Tablas (TA)	0.855	0.867	0.313	0.749	0.345	0.949	0.894	0.386	

Tabla 6. Grado de similitud en la representación de la DF ibérica de Agabinae entre PN. Encima de la diagonal: valores de similitud filogenética calculados con el índice PhyloSor. Debajo de la diagonal: P valores basados en el test de aleatorización (proporción de valores aleatorios con valores de menor similitud).

Table 6. Degree of redundancy among NP in the representation of the Iberian DF for Agabinae. Above the diagonal: values of phylogenetic similarity between parks as calculated with the PhyloSor index. Below the diagonal: P-values based on the randomization test (proportion of random values with less similarity values).

Parque	AI	CA	DO	MO	OR	PE	PI	SI	TA
Aigüestortes (AI)		0.44	0.37	0.43	0.56	0.50	0.67	0.55	0.17
Cabañeros (CA)	0.021		0.56	0.84	0.42	0.61	0.41	0.45	0.33
Doñana (DO)	0.007	0.080		0.41	0.26	0.37	0.31	0.32	0.55
Monfragüe (MO)	0.066	0.372	0.008		0.43	0.63	0.37	0.43	0.20
Ordesa (OR)	0.051	0.053	0.002	0.189		0.49	0.58	0.66	0.07
Peneda-Gerês (PE)	0.026	0.152	0.006	0.431	0.240		0.57	0.52	0.11
Picos de Europa (PI)	0.368	0.008	0.001	0.006	0.397	0.025		0.51	0.13
Sierra Nevada (SI)	0.253	0.007	0.001	0.072	0.830	0.367	0.198		0.06
Tablas Daimiel (TA)	0.001	0.018	0.305	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	

Tabla 7. Grado de similitud en la representación de la DF ibérica de Hydroporini entre PN. Encima de la diagonal: valores de similitud filogenética calculados con el índice PhyloSor. Debajo de la diagonal: P valores basados en el test de aleatorización (proporción de valores aleatorios con valores de menor similitud).

Table 7. Degree of redundancy among NP when representing the Iberian DF for Hydroporini. Above the diagonal: values of phylogenetic similarity between parks as calculated with the PhyloSor index. Below the diagonal: P-values based on the randomization test (proportion of random values with less similarity values).

Parque	AI	CA	DO	MO	OR	PE	PI	SI	TA
Aigüestortes (AI)		0.42	0.18	0.38	0.62	0.46	0.40	0.38	0.17
Cabañeros (CA)	0.940		0.26	0.73	0.50	0.71	0.61	0.50	0.18
Doñana (DO)	0.192	0.014		0.47	0.17	0.19	0.25	0.22	0.64
Monfragüe (MO)	0.876	0.641	0.204		0.42	0.55	0.51	0.51	0.36
Ordesa (OR)	0.905	0.550	0.007	0.414		0.48	0.59	0.49	0.16
Peneda-Gerês (PE)	0.993	0.992	0.003	0.543	0.822		0.64	0.46	0.11
Picos de Europa (PI)	0.976	0.732	0.003	0.175	0.750	0.765		0.54	0.16
Sierra Nevada (SI)	0.860	0.733	0.003	0.327	0.924	0.449	0.778		0.13
Tablas Daimiel (TA)	0.133	0.040	0.515	0.203	0.026	0.007	0.019	0.008	

Tabla 8. Grado de similitud en la representación de la DF ibérica de Hydraenidae entre PN. Encima de la diagonal: valores de similitud filogenética calculados con el índice PhyloSor. Debajo de la diagonal: P valores basados en el test de aleatorización (proporción de valores aleatorios con valores de menor similitud).

Table 8. Degree of redundancy among NP when representing the Iberian DF for Hydraenidae. Above the diagonal: values of phylogenetic similarity between parks as calculated with the PhyloSor index. Below the diagonal: P-values based on the randomization test (proportion of random values with less similarity values).

	CA	DO	MO	PI	SI
Cabañeros (CA)		0.51	0.68	0.26	0.13
Doñana (DO)	0.776		0.66	0.74	0.13
Monfragüe (MO)	0.778	0.604		0.65	0.11
Picos de Europa (PI)	0.639	0.626	0.495		0.17
Sierra Nevada (SI)	0.312	0.378	0.320	0.566	

Tabla 9. Grado de similitud en la representación de la DF ibérica de Hydrochidae entre PN. Encima de la diagonal: valores de similitud filogenética calculados con el índice PhyloSor. Debajo de la diagonal: P valores basados en el test de aleatorización (proporción de valores aleatorios con valores de menor similitud).

Table 9. Degree of redundancy among NP when representing the Iberian DF for Hydrochidae. Above the diagonal: values of phylogenetic similarity between parks as calculated with the PhyloSor index. Below the diagonal: P-values based on the randomization test (proportion of random values with less similarity values).

Tablas de Daimiel son los parques menos redundantes filogenéticamente. Por otro lado, para Hydraenidae, algunos parques son evolutivamente más similares de lo que cabría esperar.

Finalmente, de las 92 especies endémicas ibéricas evaluadas, 22 presentan una elevada singularidad evolutiva (Tabla 10). De ellas, nueve aparecen incluidas en alguno de los PN. Además, 15 de las especies con elevada singularidad evo-

lutiva muestran también elevada vulnerabilidad (una para Agabinae, seis para Hydroporini, ocho para Hydraenidae y ninguna para Hydrochidae). Únicamente tres de estas especies con elevada prioridad de conservación, es decir, con elevada vulnerabilidad y singularidad evolutiva, aparecen incluidas en alguno de los PN ibéricos, quedando fuera especies como *Iberoporus cermenius* Castro & Delgado 2001 u *Ochthebius glaber* Montes & Soler 1988.

Taxa	ED	VU	PN?
Agabinae			
<i>Ilybius dettneri</i> Fery, 1986	6,41	Alta	0
Hydroporini			
<i>Deronectes algibensis</i> Fery & Fresneda 1988	10,08	Alta	0
<i>Deronectes bicostatus</i> (Schauim 1864)	9,8	Moderada	1
<i>Iberoporus cermenius</i> Castro & Delgado 2001	14,01	Alta	0
<i>Rhithrodytes agnus agnus</i> Foster 1993	10,17	Alta	1
<i>Rhithrodytes agnus argaensis</i> Bilton & Fery 1996	10,17	Alta	0
<i>Rhithrodytes bimaculatus</i> (Dufour 1852)	11,71	Alta	1
<i>Stictonectes sp.n.</i> Millán y col. en preparación	12,88	Alta	1
<i>Stictotarsus bertrandi</i> (Legros 1956)	16,39	Moderada	1
Hydraenidae			
<i>Ochthebius heydeni</i> Kuwert 1887	8,23	Moderada	1
<i>Ochthebius aguilerai</i> Ribera, Castro & Hernando 2010	12,35	Alta	0
<i>Hydraena gavarrensis</i> Jäch, Diaz, Martinoy 2005	7,91	Moderada	0
<i>Hydraena marcosae</i> Aguilera, Hernando & Ribera 1997	7,88	Alta	0
<i>Hydraena servilia</i> d'Orchymont 1936	7,46	Alta	0
<i>Hydraena sharpi</i> Rey 1886	10,38	Moderada	1
<i>Limnebius lusitanus</i> Balfour-Browne 1979	11,45	Moderada	1
<i>Ochthebius andalusicus</i> Jäch & Castro 1999	10,90	Alta	0
<i>Ochthebius caesaraugustae</i> Jäch, Ribera & Aguilera 1998	11,16	Alta	0
<i>Ochthebius glaber</i> Montes & Soler 1988	12,82	Alta	0
<i>Ochthebius montesi</i> Ferro 1984	9,98	Alta	0
<i>Hydraena isabelae</i> Castro & Herrera 2001	7,81	Alta	0
Hydrochidae			
<i>Hydrochus noereinus</i> Henegouwen & Sáinz-Cantero 1992	8,76	Moderada	1

Tabla 10. Especies endémicas de la península Ibérica de cada grupo estudiado con elevada singularidad evolutiva ED; VU, categoría de vulnerabilidad o riesgo de extinción; PN?, incluida (1) o no (0) en la RPNP.

Table 10. Iberian endemic species with high evolutionary distinctiveness for each group. ED, evolutionary distinctiveness; VU, category of vulnerability; PN?, inclusion in the RPNP (0, no and 1, yes).

Nicho climático y distribución potencial de las especies endémicas en los parques nacionales

Teniendo en cuenta la presencia de especies por cuadrícula, 31 (29 %) de las 107 especies endémicas consideradas en este apartado estarían representadas en los PN con independencia del punto de corte elegido para considerar una cuadrícula como protegida, es decir, aparecen en alguna cuadrícula con al menos el 90% de su superficie incluida dentro de los PN. Por el contrario, 42 especies (aproximadamente el 39%) quedan fuera de los PN (sea cual sea el umbral seleccionado), es decir, ninguna de sus cuadrículas de presencia solapa con los límites de los PN. Las 34 especies restantes (32%) se podrían considerar como representadas o no en función del punto de corte seleccionado (Figura 6).

Por otro lado, los PN recogen, al menos, parte de la distribución potencial de 71 de las 107 especies consideradas (66%), con independencia del punto de corte utilizado para considerar una cuadrícula como protegida. Un hecho destacable es que hay especies como *Deronectes wewalkai* Fery & Fresneda 1988, *Hydroporus constantini* Her-

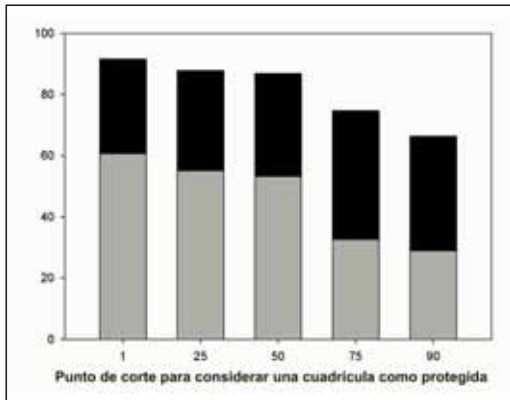


Figura 6. Porcentaje de especies con alguna de sus cuadrículas incluidas dentro de los PN (barra gris). La barra negra representa el porcentaje de especies que tienen condiciones climáticas favorables dentro de los PN. El eje horizontal representan los distintos puntos de corte para considerar una cuadrícula como protegida.

Figure 6. Percentage of species with at least one occurrence within a square included in a NP (gray bar). The black bar represents the percentage of species which potential distribution overlaps with the NP. Horizontal axis represents the different area thresholds to consider a grid as protected.

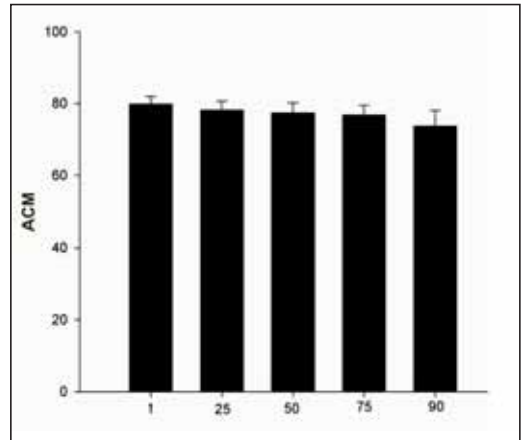


Figura 7. Adecuación climática media (ACM) de las cuadrículas protegidas por los PN en función de los diferentes puntos de corte.

Figure 7. Mean climatic suitability (ACM) of the squares included in the NP according to the different area thresholds.

nando & Fresneda 1996, *Stictonectes occidentalis* Fresneda & Fery 1990, *Hydraena andalus* Lagar & Fresneda 1990, *H. lucasi* Lagar 1984, *H. monstruosipes* Ferro 1986, *Ochthebius andalusicus* Jäch & Castro 1999 y *O. irenae* Ribera & Millán 1999 que, ni están representadas en los PN, ni su distribución potencial solapa con ningún PN, con independencia del umbral seleccionado. Por último, las distribuciones potenciales de otras 27 especies (25% del total) se podrían considerar como representadas o no en función del punto de corte seleccionado (Figura 6).

Al comparar los valores de adecuación climática de las cuadrículas en las que aparece una especie dentro y fuera de los PN (test de la U de Mann-Whitney), sólo se encuentran diferencias significativas ($P < 0.05$) para 13 especies (10 dependiendo del punto de corte y otras tres con independencia del mismo). Para estas especies los PN representan poblaciones climáticamente marginales, es decir, presentan una adecuación climática significativamente más baja que las poblaciones exteriores. Por otro lado, los valores medios de idoneidad o adecuación climática para la parte de la distribución potencial de las especies que solapa con los PN son relativamente altos e independientes del umbral seleccionado para considerar una cuadrícula como protegida (Figura 7).

Sin embargo, los resultados de la comparativa entre los valores de adecuación climática de la parte de la distribución potencial protegida, frente a los valores medios del mismo número de cuadrículas aleatorias en el conjunto de la distribución potencial, indican que sólo para una especie (*Hydroporus brancoi gredensis*) los PN representan las áreas climáticamente más adecuadas para los cinco puntos de corte seleccionados, mientras que para las otras 12 especies los PN representarían las áreas climáticamente más adecuadas ($P < 0.05$) sólo para alguno de los puntos de corte considerados.

Uno de los resultados más interesantes es que en el caso de 86 especies (más del 80% del total), los PN o bien no recogen su distribución potencial (nueve especies), o si lo hacen sólo representan áreas potenciales con una adecuación media significativamente más baja ($P < 0.05$) que la presente en el conjunto de su distribución potencial (77 especies, en 29 con todos los puntos de corte y en 48 en alguno de los puntos de corte considerados). Estas 86 especies se caracterizan por habitar ambientes de menor altitud ($U = 599$; $P < 0.05$), menor rango altitudinal ($U = 527$; $P < 0.05$) y temperaturas medias anuales más altas que el resto de especies ($U = 585$; $P < 0.05$). Sin embargo, no se detectaron diferencias ni en el número de localidades ni en las variables relacionadas con los usos del suelo.

DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio muestran que los PN, en su conjunto, recogen dos terceras partes de las especies de coleópteros acuáticos ibéricos y hasta un 50 % del total de especies endémicas. Asumiendo que la persistencia futura de estas especies estuviera garantizada mediante la representación de una sola de sus poblaciones en los PN, estos datos sugieren que los PN representan relativamente bien la comunidad de coleópteros acuáticos ibéricos y, en general, la biodiversidad acuática dado el carácter indicador del grupo objeto de estudio (BILTON *et al.* 2006; SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2006).

Los PN con mayor riqueza de especies, incluidas las especies endémicas, son aquellos localizados

en zonas de montaña. Estos PN incluyen sobre todo arroyos de cabecera, cuya elevada riqueza puede ser debida a procesos de aislamiento, al gradiente climático generado por la variación en el rango de altitudes en zonas montañosas, a la alta estabilidad asociada a los ambientes lóticos (RIBERA 2008) y a una escasa presión antrópica. Especial mención merece el PN de Sierra Nevada, ya que es el único que presenta especies endémicas exclusivas del parque, probablemente debido a que este espacio se comporta como una isla biogeográfica y climática en un entorno mucho más árido, favoreciendo el aislamiento (HEYWOOD 1996; TINAUT *et al.* 2007). Esto también podría explicar la alta representatividad de este parque con relación al conjunto de especies de su región biogeográfica.

Nuestro análisis permite, además, identificar los vacíos en la representación de la biodiversidad acuática dentro de la actual red de PN. A gran escala, las especies que viven en áreas como el levante peninsular, el suroeste ibérico y la meseta norte desde un punto de vista fisioclimático, o el sur de Portugal, desde uno biogeográfico, no tienen una adecuada representación en la RPNP. Entre las especies no representadas, destaca un número importante de endemismos, la mayoría con unos niveles de amenaza muy altos, muchos de ellos propios de arroyos de cabecera, pero también especies endémicas típicas de ambientes salinos (SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2008a). Además, las áreas prioritarias o irremplazables detectadas no solapan prácticamente con los PN, por lo que estos resultados arrojan cierta incertidumbre sobre la efectividad de los PN peninsulares en la representación de la biodiversidad acuática. Entre estas áreas prioritarias, las sierras de Guadarrama en el Sistema Central, Grazalema y Alcornocales en el sur y Alcaraz en el sureste Ibérico aparecen de forma recurrente. Algunas de estas áreas coinciden con las identificadas previamente utilizando otros grupos taxonómicos (por ejemplo, DOMÍNGUEZ-LOZANO *et al.* 2000; REY-BENAYAS & DE LA MONTAÑA 2003; ARAÚJO *et al.* 2007; LOBO *et al.* 2011), principalmente Sierra Nevada, Sierra de Alcaraz y Serra da Estrela (Portugal), lo que sugiere que estas zonas podrían ser importantes *hotspots* de biodiversidad en la península Ibérica.

Los resultados relativos a la diversidad filogenética muestran que, en general, los PN también tienen un papel importante, pero limitado, en la preservación de la historia evolutiva de los coleópteros acuáticos de la península Ibérica. Así, para los cuatro grupos estudiados, la cantidad de DF incluida en los parques, o no se desvía de lo que cabría esperar en base al número de especies que incluyen, o tiende a ser menor que la esperada (como indican los valores de DF_{SES}). La pérdida de diversidad biológica a la que nos enfrentamos en la actualidad no está restringida a la extinción de especies concretas, sino también a la pérdida de historia evolutiva.

Por otro lado, los contrastes encontrados en la representación de DF entre los distintos grupos de coleópteros están probablemente relacionadas con su diferente biología y biogeografía. La subfamilia Agabinae incluye especies que ocupan, casi exclusivamente, ambientes de aguas estancas, con rangos de distribución amplios y, en general, una elevada capacidad de dispersión (NILSSON 2001). De hecho, este grupo sólo incluye actualmente dos endemismos ibéricos. *Hydroporini* e *Hydraenidae*, en cambio, presentan numerosas especies con distribuciones restringidas, a menudo endémicas de la península Ibérica (HANSEN 1999; NILSSON 2001). Similarmente, los patrones biogeográficos en la península Ibérica varían entre las distintas familias de coleópteros acuáticos (RIBERA 2000).

En general, los PN muestran niveles moderados de redundancia filogenética y, lo que es más importante, algunos parques son significativamente menos similares entre ellos, en términos filogenéticos, de lo que cabría esperar por azar. Esto está probablemente relacionado con la elevada heterogeneidad ambiental de la península Ibérica y su compleja historia biogeográfica, la cual propiciaría que los PN estén localizados en diferentes áreas de diversificación (RIBERA 2000) o que incluyan clados que agrupen especies exclusivas de sus diferentes hábitats (WEBB *et al.* 2002).

En congruencia con los resultados sobre la representación de la diversidad taxonómica, los resultados del estudio filogenético reflejan que los PN tienen también un papel limitado en la represen-

tación de aquellos endemismos ibéricos de mayor singularidad evolutiva. La mayoría de estas especies presentan, además, un elevado grado de amenaza (SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2008a). La conservación de estas especies tan singulares debería ser considerada una prioridad, ya que su extinción supondría la pérdida de una importante cantidad de historia evolutiva exclusiva de la península Ibérica (RIBERA 2003). La pérdida de diversidad biológica a la que nos enfrentamos en la actualidad no está restringida a la extinción de especies concretas, sino también a la pérdida de historia evolutiva. Diferentes estudios han mostrado que la diversidad filogenética puede perderse a mayor velocidad con la que desaparecen las especies (por ejemplo HEARD & MOOERS 2000; PURVIS *et al.* 2000). En este contexto, nuestros resultados subrayan la necesidad de considerar la conservación del componente evolutivo de la biodiversidad en el diseño de redes de áreas protegidas, como es el caso de los PN, más allá de la representación de elevados porcentajes de especies.

Al analizar los modelos de distribución potencial elaborados para las especies endémicas ibéricas se ha observado, como era de esperar, que el criterio utilizado para considerar una cuadrícula como protegida afectó a los resultados relativos a la evaluación de la efectividad de los PN en la representación, tanto de las poblaciones conocidas, como de la distribución potencial de las especies endémicas (ARAÚJO 2004). Estos modelos reflejan que las distribuciones (conocidas o potenciales) de buena parte de las especies estudiadas se encuentran en las zonas frontera entre áreas protegidas y no protegidas, lo que resalta la importancia de las áreas periféricas de los PN en la conservación de la biodiversidad (GASTON *et al.* 2001). En este sentido, parece interesante evaluar si otras redes de protección de espacios, como la Red Natura 2000, pueden servir como complemento en la representación de estas zonas frontera.

Por otro lado, aunque la representación de las especies endémicas consideradas es relativamente buena, nuestros resultados muestran que los PN tienden a incluir principalmente zonas con condiciones climáticas favorables que se encuentran

próximas a los límites de tolerancia para la mayoría de las especies, por lo que, aunque podrían ser una garantía para su supervivencia actual, no tendría por qué ocurrir así en un futuro (THOMAS *et al.* 2004), ya que cualquier mínimo cambio en las condiciones climáticas podría suponer un desplazamiento de la distribución potencial hacia zonas ubicadas fuera de los actuales límites de los PN (ARAÚJO *et al.* 2004).

Coincidiendo con los resultados obtenidos para la diversidad taxonómica, en general, parece que los PN representan mejor las condiciones climáticas óptimas de las especies típicas de montaña frente a las de zonas bajas o valles, lo que refleja el carácter eminentemente montañoso de estos espacios. Por otro lado, no se han detectado diferencias ni en el número de localidades ni en las variables relacionadas con los usos del suelo, es decir, las condiciones climáticas de las especies endémicas raras no están mejor representadas en la RPNP que las que tienen rangos de distribución más amplios. Además, tanto la naturalidad de las áreas como el grado de alteración tampoco han mostrado diferencias, lo que implica que las especies representadas marginalmente desde un punto de vista climático en los PN no aparecen en zonas con menor presión antrópica, por lo que, en principio, podrían ser consideradas como especies con mayor riesgo de desaparición. Por el contrario, si esta presión antrópica fuera baja estaría indicando la posibilidad de incorporar estas áreas en un futuro a la RPNP.

La información generada en este estudio puede ser de gran utilidad para matizar la actual red de espacios protegidos y proponer nuevas áreas (por ejemplo basadas en el principio de complementariedad) cuyo principal objetivo sea seleccionar el mínimo conjunto de sitios complementarios que representen a cada especie, al menos, una vez. Estas poblaciones podrían tener diferente peso en la selección de las áreas prioritarias, en función de su adecuación climática (GASTON *et al.* 2001; CABEZA *et al.* 2004). De la misma manera, nuestros resultados también pueden ser útiles tanto para asignar prioridades de conservación para la especies, otorgando mayor valor de vulnerabilidad a aquellas representadas de forma marginal, como

para tomar medidas de conservación específicas para cada especie (como por ejemplo mejora del hábitat, reintroducciones o incluso en casos extremos, translocaciones), en particular aquellas más amenazadas o más singulares desde un punto de vista evolutivo.

En definitiva, aunque los PN ibéricos constituyen un reservorio importante de la biodiversidad acuática peninsular, representativa de su heterogeneidad biogeográfica y fisioclimática, ésta parece estar limitada y sesgada hacia especies de montaña principalmente, obviando la fauna propia de ambientes de media montaña y de mayor aridez, especialmente los ambientes acuáticos de carácter salino (SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2008a; MILLÁN *et al.*, 2011). La propuesta de inclusión en la RPNP de las sierras de Guadarrama en el Sistema Central, Graza- lema y Alcornocales en el sur, y Alcaraz en el su- reste ibérico, podría ayudar a mitigar este déficit. Los resultados obtenidos con los estudios filogenéticos son congruentes con los taxonómicos, de manera que los componentes evolutivos más singulares (ABELLÁN *et al.* 2009), parecen estar irregularmente o poco representados en los PN, siendo destacable la ausencia de especies como *Iberoporus cermenius*, el único troglobionte ibérico conocido (CASTRO & MILLÁN 2008), u *Ochthebius glaber*, exclusivo de ambientes hipersalinos prístinos (ABELLÁN *et al.* 2005b). Finalmente, los modelos de distribución potencial elaborados abundan en esta idea al concluir que, en general, los PN representan poblaciones y áreas potenciales climáticas marginales (con baja favorabilidad climática). Además, las distribuciones (conocidas o potenciales) de buena parte de estas especies se encuentran en las zonas que bordean la actual RPNP. En este sentido, sería recomendable el establecimiento de medidas de protección en estas áreas periféricas a fin de evitar la pérdida de esta importante biodiversidad.

AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro más sincero agradecimiento a todo el personal de los diferentes parques nacionales por facilitar e interesarse por

nuestra labor investigadora. Especialmente, queremos agradecer la continua labor de apoyo realizada por Alfonso Díaz-Cambronero Astilleros,

del Parque Nacional de Tablas de Daimiel. Este proyecto, con ref 023/2007, ha sido subvencionado en su totalidad por el OAPN.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELLÁN, P., MILLÁN, A. & RIBERA, I. 2009. Parallel habitat-driven differences in the phylogeographical structure of two independent lineales of Mediterranean saline water beetles. *Molecular Ecology* 18: 3885-3902.
- ABELLÁN, P. & RIBERA, I. 2011. Geographic location and phylogeny are the main determinants of the size of the geographical range in aquatic beetles. *BMC Evolutionary Biology* 11: 344.
- ABELLÁN, P., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., VELASCO, J. & MILLÁN, A. 2005a. Conservation of freshwater biodiversity: a comparison of different area selection methods. *Biodiversity and Conservation* 14: 3457-3474.
- ABELLÁN, P., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., VELASCO, J. & MILLÁN, A. 2005b. Assessing conservation priorities for insects: status of water Beetles in southeast Spain. *Biological Conservation*, 121: 79-90.
- ABELLÁN, P., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., VELASCO, J. & MILLÁN, A. 2007. Effectiveness of protected area networks in representing freshwater biodiversity: the case of a Mediterranean river basin (SE Spain). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17: 361-374.
- ARAGÓN, P. BASELGA, A. & LOBO, J.M. 2010. Global estimation of invasion risk zones for the western corn rootworm *Diabrotica virgifera virgifera*: integrating distribution models and physiological thresholds to assess climatic favourability. *Journal of Applied Ecology* 47: 1026-1035.
- ARAÚJO, M.B. 2004. Matching species with reserves – uncertainties from using data at different resolutions. *Biological Conservation* 118: 533-538.
- ARAÚJO, M.B., CABEZA, M., THUILLER, W., HANNAH, L. & WILLIAMS, P.H. 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* 10: 1618-1626.
- ARAÚJO, M.B., LOBO, J.M. & MORENO, M.C. 2007. The effectiveness of Iberian protected areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conservation Biology* 21(6): 1423-1432.
- BILTON, D.T., MCABENDROTH, L., BEDFORD, A. & RAMSAY, P.M. 2006. How wide to cast the net? Cross-taxon congruence of species richness, community similarity and indicator taxa in ponds. *Freshwater Biology* 51: 578-590.
- BONADANA, DOLÉDEC S., & STATZNER B. 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology* 13: 1658-1671.
- BRUNO, D., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., MILLÁN, A., ROS, R.M., SÁNCHEZ-GÓMEZ, P. & VELASCO, J. 2012. Assessing the quality and usefulness of different taxonomic group inventories in a semiarid Mediterranean region. *Biodiversity & Conservation* 21: 1561-1757.
- BRYANT, J. A., LAMANNA, C., MORLON, H., KERKHOFF, A. J., ENQUIST, B. J. & GREEN, J. L. 2008. Microbes on mountainsides: Contrasting elevational patterns of bacterial and plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 11505-11511.
- CABEZA, M., ARAÚJO, M.B., WILSON, R.J., THOMAS, C.D., COWLEY, M.J.R. & MOILANEN, A. 2004. Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. *Journal of Applied Ecology* 41: 252-262.
- CABEZA, M., ARPONEN, A., JÄÄTTELÄ, L., KUJALA, H., VAN TEEFFELEN, A. & HANSKI, I. 2010. Conservation planning with insects at three different spatial scales. *Ecography* 33: 54-63.

- CASTRO, A. & MILLÁN, A. 2008. *Iberoporus cerminus* Castro & Delgado 2001. En BAREA-AZCÓN, J. M., BALLESTEROS-DUPERÓN, E. & MORENO, D. (eds.): Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía. 4 Tomos. Consejería de Medio Ambiente, 252-254. Junta de Andalucía, Sevilla
- DOMÍNGUEZ-LOZANO, F., GALICIA-HERBADA, D., MORENO RIVERO, L., MORENO SAIZ, J.M. & SÁINZ-OLLERO, H. 2000. Areas of high floristic endemism in Iberia and the Balearic islands: an approach to biodiversity conservation using narrow endemics. *Belgian Journal of Entomology* 2: 171-185.
- DRUMMOND, A.J. & RAMBAUT, A. 2007. BEAST: Bayesian evolutionary analysis by sampling trees. *BMC Evolutionary Biology* 7: 214.
- FAITH, D.P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation* 61: 1-10.
- FERRIER, S. 2002. Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: where to from here? *Systematic Biology* 51: 331-363.
- FOREST, F., GRENYER, R., ROUGET, M., COWLING, R.M., BALMFORD, A., DAVIES, T.J., FAITH, D.P., MANNING, J.C., PROCHES, S., VAN DER BANK, M., REEVES, G., HEDDERSON, T.A.J. & SAVOLAINEN, V. 2007. Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. *Nature* 445: 757-760.
- GASTON, K.J., RODRIGUES, A.S.L., VAN RENSBURG, B.J., KOLEFF, P. & CHOWN, S.L. 2001. Complementary representation and zones of ecological transition. *Ecology Letters* 4: 4-9.
- HANSEN, M. 1999. *World Catalogue of Insects, volume 2, Hydrophiloidea (Coleoptera)*. Apollo Books. Stenstrup.
- HEARD, S. & MOOERS, A. (2000) Phylogenetically patterned speciation rates and extinction risks change the loss of evolutionary history during extinctions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 267: 613-620.
- HEYWOOD, V. H. 1996. Endemism and biodiversity of the flora and vegetation of Sierra Nevada: Environmental consequences. In CHACÓN MONTERO, J. & J.L. ROSÚA CAMPOS (Eds.): *Sierra Nevada. Conservación y Desarrollo Sostenible* 5: 191-201. Madrid.
- HIRZEL, A.H., HAUSSER, J., CHESSEL, D. & PERRIN, N. 2002. Ecological niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 87: 2027-2036.
- ISAAC, N.J.B., TURVEY, S.T., COLLEN, B., WATERMAN, C. & BAILLIE, J.E.M. 2007. Mammals on the EDGE: conservation priorities based on threat and phylogeny. *PLoS ONE* 2(3): e296.
- JÁIMEZ-CUÉLLAR P., VIVAS S., BONADA N., ROBLES S., MELLADO A., ÁLVAREZ M., AVILÉS J., CASAS J., ORTEGA M., PARDO I. *et al.* 2002. Protocolo Guadalmed (PRECE). *Limnetica* 21: 187-204.
- KEITH, P. 2000. The part played by protected areas in the conservation of threatened French freshwater fish. *Biological Conservation* 92: 265-273.
- KEMBEL, S. W., COWAN, P. D., HELMUS, M. R., CORNWELL, W. K., MORLON, H., ACKERLY, D. D., BLOMBERG, S. P. & WEBB. C. O. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26: 1463-1464.
- LOBO, J.M. & MARTÍN-PIERA, F. 2002. Searching for a Predictive Model for Species Richness of Iberian Dung Beetle Based on Spatial and Environmental Variables. *Conservation Biology* 16(1): 158-173.
- LOBO, J.M., VERDÚ, J.R., HERNÁNDEZ-MANRIQUE, O.L., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., NUMA, C. & CUARTERO, T. 2011. Conservación de los invertebrados amenazados de España: distribución de la riqueza de especies, extinción local y evaluación de la efectividad de la red de espacios naturales protegidos. En: VERDÚ, J.R., NUMA, C. & GALANTE, E.(eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados Amenazados de España*. 119-1143. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- LOISELLE, B.A., HOWELL, C.A., GRAHAM, C.H., GOERCK, J.M., BROOKS, T., SMITH, K.G. & WILLIAMS, P.H. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology* 17: 1591-1600.

- MARGULES, C.R., PRESSEY, R.L. & WILLIAMS, P.H. 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences* 27: 309–326.
- MAY, R.M. 1990. Taxonomy as Destiny. *Nature* 347:129–30.
- MILLÁN, A., VELASCO, J., GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C., ARRIBAS, P., PICAZO, F., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D. & ABELLÁN, P. 2011. Mediterranean saline streams in southeast Spain: What do we know? *Journal of Arid Environments* 75: 1352–1359.
- MORILLO, C & GÓMEZ-CAMPO, C. 2000. Conservation in Spain, 1980-2000. *Biological Conservation* 95: 165-174.
- NILSSON, A.N. 2001. *World Catalogue of Insects, volume 3, Dytiscidae*. Apollo Books. Stenstrup.
- PICAZO, F., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., ABELLÁN, P., MORENO, J.L., & MILLÁN, A. 2010. Conservación de la biodiversidad en la provincia de Albacete: patrones e indicadores. Instituto de Estudios Albacetenses, Albacete.
- PRENDA, J., CLAVERO M., BLANCO-GARRIDO, F., MENOR, A. & HERMOSO, V. 2006. Threats to the conservation to biotic integrity in Iberian fluvial ecosystems. *Linnetica* 25: 377-388.
- PURVIS, A. 2008. Phylogenetic approaches to the study of extinction. *Annual Review of Ecology and Evolutionary Systematic* 39: 301-319.
- PURVIS, A., AGAPOW, P.-M., GITTLEMAN, J.L. & MACE, G.M. 2000. Nonrandom extinction and the loss of evolutionary history. *Science* 288: 328–330.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2011. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- REDDING, D.W. & MOOERS, A.O. 2006 Incorporating evolutionary measures into conservation prioritization. *Conservation Biology* 20:1670-8.
- REY-BENAYAS, J.M. & DE LA MONTAÑA, E. 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation* 114: 357-370.
- RIBERA, I. 2000. Biogeography and conservation of Iberian water beetles. *Biological Conservation* 92: 131-150.
- RIBERA, I. 2003. Are Iberian endemic species Iberian? A case study using water beetles of family Dytiscidae (Coleoptera). *Graellsia* 59: 475-502.
- RIBERA, I. 2008. Habitat constraints and the generation of diversity in freshwater macroinvertebrates. In: LANCASTER, J & BRIERS, R. A. (eds). *Aquatic Insects: Challenges to Populations*. CAB International Publishing, Wallingford.
- RIBERA, I., FOSTER, G. N. & VOGLER, A. P. 2003. Does habitat use explain large scale diversity patterns in European water beetles? *Ecography* 26: 145-152.
- RODRIGUES, A.S.L. & BROOKS, T.M. 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38: 713–737.
- SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., ABELLÁN, P., MELLADO, A., VELASCO, J. & MILLÁN, A. 2006. Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems? The case of the Segura river basin (SE Spain). *Biodiversity and Conservation* 15: 4507-4520.
- SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., BILTON, D.T., ABELLÁN, P., RIBERA, I., VELASCO, J. & MILLÁN, A. 2008a. Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems? The case of Segura river basin (SE Spain). *Biodiversity and Conservation* 15: 4507-4520.
- SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., LOBO, J.M., ABELLÁN, P., RIBERA, I. & MILLÁN, A. 2008b. Bias in freshwater biodiversity sampling: the case of Iberian water beetles. *Diversity and Distributions* 14: 754-762.
- SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ D., LOBO J.M. & HERNÁNDEZ-MANRIQUE, O.L. 2011. Species distribution models that do not incorporate global data misrepresent potential distributions: a case study using Iberian diving beetles. *Diversity and Distributions* 17: 163–171.
- STAMATAKIS, A., HOOVER, P. & ROUGEMONT, J. 2008. A Rapid Bootstrap Algorithm for the RAXML Web Servers. *Systematic Biology* 57: 758-771.

- THOMAS, C. D., CAMERON, A., GREEN, R.E., BAKKENES, M., BEAUMONT, L.J., COLLINGHAM, Y.C., ERASMUS, B.F.N., FERREIRA DE SIQUEIRA, M., GRAINGER, A., HAVANNAH, 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.
- VANE-WRIGHT, R.I., HUMPHRIES, C.J. & WILLIAMS PH.1991. What to Protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55: 235-254.
- WEBB, C.O., ACKERLY, D.D., MCPEEK, M.A. & DONOGHUE, M.J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 475-505.

**Anexo 1. Lista de estaciones visitadas en los Parques Nacionales.
Appendix 1. List of sampling sites visited in National Parks.**

Nº	Denominación	Parque Nacional	Provincia	Altitud	Huso	UTM X	UTM Y	Hábitat tipo
1	Manantial del estrecho del labradillo	CB	Ciudad Real	720	30	370638	4354920	Turbera y manantial
2	Laguna de los cuatro cerros	CB	Ciudad Real	705	30	373832	4352898	Charca endorreica
3	Turbera 1 en el arroyo Brezoso (aguas abajo)	CB	Ciudad Real	800	30	382808	4356708	Poza en turbera seca
4	Turbera 2 en el arroyo Brezoso (aguas arriba)	CB	Ciudad Real	900	30	383088	4353613	Turbera
5	Tabla de la entrada	TD	Ciudad Real	615	30	439563	4332448	Humedal
6	Tabla del descanso	TD	Ciudad Real	612	30	439402	4332535	Humedal
7	Tabla del matorro	TD	Ciudad Real	613	30	439468	4332223	Humedal
8	Río Gígüela en el culatazo de Algeciras	TD	Ciudad Real	608	30	441003	4335730	Arroyo de vega media parado
9	Barranco del Chorro de Los Navalucillos	CB	Toledo	860	30	358445	4379621	Arroyo de cabecera
10	Fuente de las chinas. Aguas arriba del Boquerón del Estena	CB	Ciudad Real	658	30	367018	4374461	Surgencia con caño
11	Arroyo de los pescados	CB	Ciudad Real	657	30	369680	4353593	Arroyo temporal de vega media
12	Arroyo del Brezoso	CB	Ciudad Real	734	30	383088	4353613	Arroyo de cabecera
13	Río Estena en La Gargantilla	CB	Ciudad Real	581	30	365819	4368026	Río represado y corriente
14	Fuente del rostro	CB	Ciudad Real	649	30	377870	4352263	Surgencia
15	Arroyo de los Reales	CB	Ciudad Real	644	30	367971	4373267	Arroyo de vega media
16	Río Estena antes del Boquerón del Estena	CB	Ciudad Real	658	30	367213	4374505	Río
17	Arroyo de Ubeire	SN	Almería	1640	30	508963	4107155	Arroyo de cabecera
18	Arroyo de la fuente encañada	SN	Almería	1694	30	505842	4106974	Arroyo de cabecera
19	Río Isfalada	SN	Almería	1586	30	503242	4108423	Arroyo de cabecera
20	Surgencia en la cara sur del Chullo	SN	Almería	2273	30	500789	4104618	Surgencia y encharcamientos
21	Arroyo en la cara norte del puerto de la Ragua	SN	Granada	2023	30	497215	4107766	Arroyo de cabecera
22	Arroyo del Palancón	SN	Granada	1873	30	497413	4104901	Arroyo de cabecera
23	Barranco de Horcajo	SN	Almería	1826	30	507933	4102273	Arroyo de cabecera

(Continúa)

Nº	Denominación	Parque Nacional	Provincia	Altitud	Huso	UTM X	UTM Y	Hábitat tipo
24	Barranco de Ohanes	SN	Almería	1495	30	517679	4102039	Arroyo de cabecera
25	Río Bermejo	SN	Granada	1745	30	471076	4090025	Arroyo de cabecera
26	Poza y fuente en el Pinar de la Loma	SN	Granada	1604	30	464226	4089614	Surgencia y charca
27	Río Chico	SN	Granada	1562	30	463578	4091639	Arroyo de cabecera
28	Río Dúrcal	SN	Granada	1250	30	454755	4098937	Arroyo de cabecera
29	Laguna de Aguas Verdes	SN	Granada	3070	30	467251	4100336	Charca alta montaña
30	Río Genil (Confluencia Bco. San Juan-Río Vadillos)	SN	Granada	1174	30	465347	4109745	Arroyo de cabecera
31	Barranco de la Venta	SN	Granada	2058	30	487096	4107244	Arroyo de cabecera
32	Hoyos de Lloraza	PE	Cantabria	1388	30	352784	4780794	Charca alta montaña
33	Turbera en las Llamas	PE	León	1459	30	339000	4776258	Prado encharcado
34	Confluencia río Cares y Arroyo de las Brañas	PE	León	1100	30	340468	4777808	Arroyo de cabecera
35	Río de los Reguerones	PE	Asturias	987	30	341388	4793147	Arroyo temporal de cabecera
36	Riega en los prados de Uruy	PE	León	1387	30	339443	4775694	Arroyo de cabecera
37	Río Dujé en Llosa la Cal	PE	Asturias	920	30	357336	4787005	Arroyo intermitente de cabecera
38	Lago Ercina	PE	Asturias	1114	30	339294	4792951	Lago glaciar
39	Fuente de los lobos (camino de Sotres a Bejes)	PE	Cantabria	1125	30	364274	4787866	Fuente (caño con pilón)
40	Fuente en las Vegas del Toro	PE	Asturias	1038	30	356540	4785460	Fuente (caño con pilón)
41	Canal del Valle	PE	Cantabria	1080	30	366025	4786329	Arroyo de cabecera
42	Río Sella después del puente de Angoyo	PE	León/Asturias	350	30	331304	4782818	Río de montaña
43	Río de Bulnes (antes de su desembocadura en el Cares)	PE	Asturias	287	30	350672	4790674	Arroyo de cabecera
44	Río Cares en el puente de la Joya	PE	Asturias	285	30	350672	4790674	Río de montaña
45	Arroyo del Lago Enol	PE	Asturias	1061	30	338926	4793532	Arroyo de cabecera
46	Charca en el collado Llomba Cangas	PE	Asturias	1132	30	340202	4793084	Fuente (caño con pilón) y charca
47	Río Urdón antes de su confluencia con el Deva	PE	Cantabria	221	30	367429	4791790	Río de montaña
48	Río Nevandí en Las Llavias	PE	Cantabria	1388	30	356090	4779718	Arroyo de cabecera
49	Río Dobra antes de su confluencia con el Sella	PE	Asturias	118	30	327768	4796537	Río de montaña

Nº	Denominación	Parque Nacional	Provincia	Altitud	Huso	UTM X	UTM Y	Hábitat tipo
50	Río Zalambral en la central hidroeléctrica de Pío	PE	León	1041	30	331207	4775199	Arroyo de cabecera
51	Arroyo y charca en la fuente de la salud	PE	León	1667	30	342114	4774654	Arroyo de cabecera y charca
52	Riega El Bañe (tributario del arroyo de Urdías)	PE	León	1347	30	347385	4777393	Arroyo de cabecera
53	Estany de Llebreia	AE	Lleida	1632	31	326847	4713455	Laguna alta montaña
54	Riu de Sant Nicolau en la entrada al Estany de Llebreia	AE	Lleida	1633	31	326973	4713224	Arroyo de cabecera
55	Riu de Sant Nicolau (arriba)	AE	Lleida	1828	31	328882	4713278	Arroyo de cabecera y encharcamientos
56	Font del Forn de la Pega	AE	Lleida	1906	31	330168	4715046	Manantial y tubera
57	Riu de Sant Nicolau en la salida del Estany Llong	AE	Lleida	2008	31	331502	4715606	Arroyo de cabecera y encharcamiento
58	Riu Noguera de Tor	AE	Lleida	1660	31	323847	4716440	Arroyo de cabecera
59	Riu Escrita (Estany de Sant Maurici)	AE	Lleida	1659	31	339424	4716723	Arroyo de cabecera
60	Confluencia Barranco de les Agudes y Riu Escrita	AE	Lleida	1692	31	338900	4716551	Arroyo de cabecera
61	Barranco Forcallos	OM	Huesca	1287	31	263454	4721051	Arroyo de cabecera
62	Barranco Forca Marfín	OM	Huesca	1478	31	262137	4721669	Arroyo de cabecera
63	Río Bellás en La Barona	OM	Huesca	720	31	261456	4711443	Río de montaña
64	Río Guampe en Buisán	OM	Huesca	1226	30	745505	4719330	Arroyo de vega media
65	Río Aranzas en el Puente del Fresno	OM	Huesca	1304	30	740696	4726262	Río de montaña
66	Fons d'Olibán	OM	Huesca	1290	30	740435	4726320	Surgencia y encharcamientos
67	Fuen Roya	OM	Huesca	1340	30	742185	4726358	Surgencia
68	Barranco Colatuero	OM	Huesca	1390	30	742543	4726648	Barranco de deshielo
69	Manantial junto a Camping de Bujaruelo	OM	Huesca	1330	30	737051	4731102	Surgencia y encharcamientos
70	Charca en pared rezumante junto a la pista del Camping de Bujaruelo	OM	Huesca	1150	30	736907	4727617	Charca
71	Ibón de Marmorés (Balcón de Pineta)	OM	Huesca	2589	31	257577	4731258	Laguna de alta montaña
72	Charca pequeña en Balcón de Pineta	OM	Huesca	2543	31	257577	4731258	Charca de alta montaña
73	Charca en Villarreal de San Carlos	MO	Cáceres	292	29	754376	4415020	Charca
74	Abrevadero en Villarreal de San Carlos	MO	Cáceres	308	29	754290	4415478	Charca

(Continúa)

Nº	Denominación	Parque Nacional	Provincia	Altitud	Huso	UTM X	UTM Y	Hábitat tipo
75	Arroyo de Malvecino	MO	Cáceres	307	29	753375	4415618	Arroyo de vega media
76	Charca junto a la carretera Villarreal-Embalse de Torrejón	MO	Cáceres	256	29	756611	4414737	Charca
77	Regato afluente del Arroyo de las Cansinas	MO	Cáceres	261	29	247941	4414848	Pozas y arroyo vega media conectándolas
78	Arroyo de las Cansinas	MO	Cáceres	228	29	247483	4414422	Arroyo de vega media
79	Charca entre Serradilla y la Garganta del Fraile	MO	Cáceres	360	29	747387	4412418	Charca
80	Arroyo de Trasierra (Garganta del Fraile)	MO	Cáceres	330	29	748205	4413716	Arroyo de cabecera
81	Arroyo de Barbaón	MO	Cáceres	257	29	750117	4416603	Arroyo de vega media
82	Charca en el camino de Villarreal, antes de Arroyo de Barbaón	MO	Cáceres	327	29	753555	4416433	Charca
83	Molino de Molemocho	TD	Ciudad Real	615	30	440406	4331169	Río parado
84	Cachón de la leona	TD	Ciudad Real	613	30	433429	4330505	Humedal
85	Calamín	TD	Ciudad Real	618	30	435668	4331260	Humedal
86	Las cañas, frente a isla de las cañas	TD	Ciudad Real	612	30	437751	4330524	Humedal
87	Pradoancho	TD	Ciudad Real	620	30	440917	4334173	Humedal
88	Puntas de Casablanca	TD	Ciudad Real	620	30	439409	4334965	Humedal
89	Embarcadero de Casablanca	TD	Ciudad Real	620	30	438497	4333445	Humedal
90	Tablazo	TD	Ciudad Real	620	30	438069	4330749	Humedal
91	Arroyo gargamilla. Cola embalse Torrejón	MO	Cáceres	250	30	250338	4412870	Arroyo de cabecera
92	Charca abrevadero en cauce arroyo de las Cansinas	MO	Cáceres	256	30	248639	4414191	Charca
93	Arroyo de la vid, bajo puente de la carretera Villarreal-Torrejón	MO	Cáceres	231	29	754962	4410235	Arroyo de cabecera
94	Cañada del gato	TD	Ciudad Real	606	30	435646	4331264	Humedal
95	Laguna Borreguil (7 lagunas)	SN	Granada	2985	30	473350	4100756	Laguna de alta montaña
96	Laguna Río Seco	SN	Granada	3025	30	469272	4100711	Laguna de alta montaña
97	Río Aso antes confluencia río Bellós	OM	Huesca	914	31	257763	4716277	Arroyo de cabecera
98	Río Yaga en la cascada	OM	Huesca	1200	31	264319	4720571	Río de montaña
99	Río Ara en Puente de los Navarros	OM	Huesca	1062	30	737477	4726293	Río de montaña
100	Río Bellós antes confluencia río Aso	OM	Huesca	969	31	257864	4716326	Río montaña

Nº	Denominación	Parque Nacional	Provincia	Altitud	Huso	UTM X	UTM Y	Hábitat tipo
101	Caño Martinazo	DO	Huelva	5	29	727583	4100229	Laguna
102	Laguna de Las Pajas	DO	Huelva	8	29	725911	4095609	Laguna
103	Navazo del Toro	DO	Huelva	15	29	721431	4096705	Laguna
104	Laguna Dulce	DO	Huelva	8	29	723823	4095497	Laguna
105	Arroyo de la Rocina I	DO	Huelva	5	29	721487	4112505	Arroyo de vega media
106	Arroyo de la Rocina II	DO	Huelva	10	29	716689	4114595	Arroyo de vega media
107	Lucio del Palacio	DO	Huelva	2	29	728237	4096815	Laguna
108	Casa de Brenes. Charcas	DO	Huelva	2	29	736741	4088395	Charca temporal
109	Salinas de San Rafael I	DO	Huelva	4	29	735585	4084963	Humedal salino
110	Salinas de San Rafael II	DO	Huelva	4	29	734685	4084207	Humedal salino
111	Algaida de Bernabé	DO	Huelva	10	29	720209	4112583	Poza

PE: Picos de Europa; OM: Ordesa y Monte perdido; AS: Aigüestortes i Estany de Sant Maurici; CA: Cabaneros; MO: Monfragüe, TD: Tablas de Daimiel; DO Doñana; SN: Sierra Nevada.