

# CAPACIDAD DE LA RED DE PARQUES NACIONALES PARA ACOGER LA BIODIVERSIDAD OSCURA DE MAMÍFEROS DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

RAIMUNDO REAL<sup>1</sup>, A. MÁRCIA BARBOSA<sup>2</sup>, A. ROMÁN MUÑOZ<sup>1</sup>,  
L. JAVIER PALOMO<sup>1</sup>, J. MARIO VARGAS<sup>1</sup>, ALBA ESTRADA<sup>1,3</sup>

## RESUMEN

En este trabajo se aplica un concepto desarrollado en el Proyecto de Investigación en la Red de Parques Nacionales «Los Parques Nacionales y el clima holocénico: pasado, presente y futuro de la capacidad de la Red de Parques Nacionales para preservar la fauna de vertebrados» (proyecto 1098/2014), el de biodiversidad oscura, que representa el grado en que cada parque presenta condiciones favorables para especies que no han sido observadas en él. En un contexto de distribuciones cambiantes, esta biodiversidad oscura indica el grado en que cada parque puede verse afectado en un futuro próximo por especies aún no presentes en él, es decir, cómo el parque tiene capacidad para responder a los cambios en la distribución de las especies. Esta evaluación se hizo para los mamíferos terrestres y en dos periodos temporales, con los datos de 2002 y los de 2015. Los parques con mayor valor de biodiversidad oscura son el de Ordesa y Monte Perdido y el de las Tablas de Daimiel. En Ordesa y Monte Perdido la biodiversidad oscura se concentra en menos especies, las cuales presentan elevados niveles de favorabilidad, y entre las que destacan el oso pardo, el lobo y el gamo. El Parque Nacional de Monfragüe presentaba altos valores de biodiversidad oscura en 2002, pero no así en 2015, debido a que en ese periodo de tiempo aparecieron en el parque 12 especies de mamíferos previamente no reportadas, entre ellas la cabra montés, el corzo o el meloncillo. Esto indica que una parte de la biodiversidad oscura del parque ha pasado a ser biodiversidad observada. Tanto el concepto como el índice matemático aplicado son útiles para evaluar el potencial de adaptación de la Red de Parques Nacionales y de cada parque en particular a la naturaleza cambiante de las distribuciones de las especies.

**Palabras clave:** Biogeografía dinámica, cambio climático, lógica difusa, modelación espacial, reservas naturales.

---

<sup>1</sup> Grupo de Investigación en Biogeografía, Diversidad y Conservación, Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos s/n, 29071 Málaga, España.

<sup>2</sup> CICGE – Universidade do Porto, Portugal.

<sup>3</sup> IREC – Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (CSIC-UCLM-JCCM), Ciudad Real, España.

# CAPACITY OF THE SPANISH NATIONAL PARKS NETWORK TO HOLD THE DARK BIODIVERSITY OF MAMMALS IN THE IBERIAN PENINSULA

## ABSTRACT

In this work we applied a concept developed in the Research Project in the National Parks Network «The National Parks and the Holocene climate: past, present and future of the capacity of the National Parks Network to preserve the vertebrate fauna» (project 1098/2014), that of dark biodiversity, which represents the degree to which each park presents favorable conditions for species that have not been observed in it. In a context of changing distributions, this dark biodiversity indicates the degree to which each park may be affected in the near future by species not yet present in it, that is, how the park has the capacity to respond to changes in the distribution of species. This assessment was made for terrestrial mammals and in two time periods, with data from 2002 and 2015. The parks with the highest dark biodiversity value are those of Ordesa and Monte Perdido and Las Tablas de Daimiel. In Ordesa and Monte Perdido, dark biodiversity is concentrated in fewer species, which present high levels of favorability, and among which the brown bear, the wolf y the fallow deer stand out. The National Park of Monfragüe presented high values of dark biodiversity in 2002, but not in 2015, because in that period of time 12 species of mammals previously unreported appeared in the park, among them the mountain goat, the roe deer or the mongoose. This indicates that a part of the dark biodiversity of the park has become observed biodiversity. Both the concept and the applied mathematical index are useful to evaluate the adaptation potential of the National Parks Network and of each park in particular to the changing nature of the distributions of species.

**Keywords:** Climate change, dynamic biogeography, fuzzy logic, nature reserves, spatial modeling.

## INTRODUCCIÓN

El Proyecto de Investigación en la Red de Parques Nacionales «Los Parques Nacionales y el clima holocénico: pasado, presente y futuro de la capacidad de la Red de Parques Nacionales para preservar la fauna de vertebrados» (proyecto 1098/2014) ha investigado cómo la repercusión que los cambios climáticos tienen sobre la distribución de la fauna de vertebrados de España afecta a la idoneidad de la Red de Parques Nacionales. Esta evaluación se ha hecho sobre el conjunto de la Red de Parques en toda la Península Ibérica y también para cada parque en particular. Se pretendía describir esta idoneidad a partir de novedosas técnicas de modelación espacial que combinan la estadística y la lógica difusa, teniendo como base las áreas favorables para las distintas especies de vertebrados. En el seno de ese proyecto se aplicó a la Red el Índice de Inseguridad para cada especie (ESTRADA & REAL, 2018), y se evaluó la biodiversidad potencial del conjunto de parques y de cada parque (ESTRADA *et al.*, 2018), concepto este último que se desarrolló en el seno de este proyecto. Se aplica aquí otro concepto derivado de los análisis desarrollados en este proyecto de investigación, el de biodiversidad oscura, que representa el grado en que cada parque presenta condiciones favorables para especies ibéricas que no han sido observadas en él.

La base filosófica de este trabajo reside en que la naturaleza no debe ser contemplada como un sistema estático, que puede ser legado a las generaciones futuras en las mismas condiciones en que se encuentra actualmente, sino como un sistema dinámico al que el cambio le resulta algo consustancial. Más concretamente, la distribución geográfica actual de los animales es el resultado de la respuesta dinámica de las especies a un ambiente cambiante. La configuración biogeográfica actual en España es resultado del reajuste producido en las distribuciones de las especies desde el fin de la última glaciación hasta la actualidad, es decir, durante el Holoceno (GÓMEZ & LUNT, 2007). Por esta razón, es necesario estimar la forma en que las poblaciones van a seguir cambiando en el marco del cambio climático que se pronostica para el siglo XXI, para prever también una adaptación en las medidas de conservación a tomar dentro y fuera de las redes de espacios protegidos (ACEVEDO *et al.*, 2012).

Por otra parte, el conocimiento de la naturaleza cambiante de la biodiversidad en un territorio constituye una de las bases de las actuaciones de conservación en esos lugares (ARAÚJO *et al.*, 2011; FELLICÍSIMO, 2011). Los espacios protegidos pueden regular los cambios que se permiten en el uso del suelo dentro de su territorio, pero no tienen control sobre los cambios a gran escala, por lo que toda red de espacios naturales protegidos debe reaccionar contemplando su diseño como algo dinámico, flexible y adaptable a las variaciones biogeográficas. Evaluar las posibilidades de cambio de las distribuciones de las especies ayuda a orientar esta necesaria flexibilidad de la Red de Parques Nacionales, ya que será previsible que determinados parques aumenten su valor de conservación mientras que otros lo pueden ver disminuido o bien modificado cualitativamente.

El análisis de los desfases en la conservación (SCOTT *et al.*, 1989, 1993) se ha convertido en una de las principales herramientas de gestión para analizar la idoneidad del diseño de una red de espacios protegidos (RODRIGUES *et al.*, 2004). En España se han evaluado los parques nacionales y naturales para diferentes grupos de vertebrados (DE LA MONTAÑA & REY BENAYAS, 2002; REY BENAYAS & DE LA MONTAÑA, 2003), así como la efectividad de la Red Natura 2000 para la conservación de la fauna endémica de la Península Ibérica (ROSSO *et al.*, 2018). La modelación de la distribución de las especies puede ser usada en este tipo de evaluaciones, ya que permite inferir las relaciones entre la presencia o ausencia de una especie y las condiciones ambientales (ACEVEDO & REAL 2012). Los estudios de modelación biogeográfica se han convertido en herramientas fundamentales para la gestión racional de los recursos naturales y la conservación del medio ambiente (FRANKLIN, 2009; PETERSON *et al.*, 2011). Durante las últimas décadas, la modelación espacial ha sido utilizada para evaluar redes de espacios protegidos (ALLEN *et al.*, 2001; PEARLSTINE *et al.*, 2002; MAIORANO *et al.*, 2006) y se ha incluido el uso de la lógica difusa en esa modelación (REAL *et al.*, 2006b; ESTRADA *et al.*, 2007, 2008a, 2008b). Una de las razones por la que se usa la modelación en estos análisis es porque, generalmente, existe un diferente esfuerzo de

muestreo en el territorio, de manera que algunas especies pueden haber sido observadas en zonas dispersas aunque ése no sea el verdadero estado de su distribución. Por otra parte, los espacios naturales protegidos pueden ser zonas muy bien muestreadas y que aparezcan por ello en los atlas de distribución de especies con mayor número de registros que las zonas aledañas. Por tanto, un aparente ajuste de estos espacios con la distribución observada de las especies puede reflejar el mayor esfuerzo de muestreo realizado en estos lugares más que una buena ubicación de las zonas protegidas. La modelación espacial de las especies puede atenuar estos problemas, porque áreas con altos valores en el número de especies tienden a estar juntas y esos valores predichos decrecen gradualmente a otras zonas con valores menores (BARBOSA *et al.*, 2005; MAIORANO *et al.*, 2006).

DÍAZ-GÓMEZ *et al.* (2012) desarrollaron el «Índice de Inseguridad», basado en la modelación ambiental, como herramienta para evaluar la eficacia de una red de espacios protegidos en función del grado en que ésta cubre las áreas favorables para una especie o grupo de especies. ESTRADA & REAL (2018) aplicaron este índice a la Red de Parques Nacionales en la Península Ibérica. Este índice está basado en la lógica difusa y en el concepto de favorabilidad para la presencia de una especie (REAL *et al.*, 2006a; ACEVEDO & REAL, 2012). La noción de favorabilidad, como el grado (entre 0 y 1) en que las condiciones de una localidad son propicias para la presencia de una especie, ha llevado a la idea de biodiversidad oscura, que puede ser extraída, entre otras fuentes, a partir de los datos de observaciones recogidos en los atlas de distribución (PULIDO-PASTOR *et al.*, 2018). Esta idea se ha desarrollado en el seno del citado Proyecto 1098/2014 de Parques Nacionales.

Los antecedentes de la idea de biodiversidad oscura aparecen en PÄRTEL *et al.* (2011), quienes llamaron diversidad oscura al conjunto de especies que están ausentes de una zona pero que tienen potencial para habitar en ella de acuerdo con las condiciones ecológicas. Esta potencialidad la definieron en función de la probabilidad de presencia. La probabilidad de presencia está influida por la prevalencia de la especie, de forma que es más elevada en especies de

amplia distribución que en las de distribución más restringida. Estas últimas aparecen por tanto infra-representadas en la potencialidad de presencia a pesar de que suelen ser las que tienen mayor interés de conservación para una red de espacios naturales protegidos (ESTRADA *et al.*, 2008a). Sin embargo, la potencialidad para habitar en un territorio se puede definir también en función de la favorabilidad para la presencia de la especie. La favorabilidad tiene la ventaja de que está referenciada respecto a la prevalencia de cada especie, lo que la hace más apropiada para reflejar la potencialidad de presencia (REAL *et al.*, 2006a). MOKANY & PAINI (2011) sugirieron que la diversidad oscura de una localidad podría calcularse a partir de la división de la suma de las probabilidades de presencia de las especies no observadas allí entre la suma de las probabilidades de presencia de todas las especies observadas en una región más amplia que sirve de contexto. REAL *et al.* (2017) propusieron que todas las especies, hayan sido o no observadas, pueden entenderse en términos de la favorabilidad (en lugar de la probabilidad) para ser encontradas en cada ubicación, y que la favorabilidad local para cada especie es su contribución a la biodiversidad potencial del lugar. Como nuevas métricas de la biodiversidad, REAL *et al.* (2017) desarrollaron operativamente la idea de biodiversidad potencial y de la media geométrica de favorabilidades, que ESTRADA *et al.* (2018) aplicaron a la Red Española de Parques Nacionales en la Península Ibérica. La diferencia entre la contribución de cada especie a la biodiversidad potencial de una ubicación (el valor de favorabilidad local) y su contribución a la biodiversidad observada (presencia = 1 o ausencia = 0) proporciona la contribución de cada especie a la biodiversidad oscura de la ubicación (PULIDO-PASTOR *et al.*, 2018).

Aquí valoramos el grado en el que la Red de Parques Nacionales alberga la biodiversidad oscura de mamíferos en la Península Ibérica. La finalidad del presente trabajo es evaluar si los Parques Nacionales peninsulares presentan potencialidad para albergar especies de mamíferos terrestres no observados en ellos y la evolución de esta potencialidad en lo que llevamos del siglo XXI. Esto se hará tras aplicar conceptual y operativamente la idea de biodiversidad oscura a la Red Española de Parques Nacionales en la Península Ibérica.

## MATERIAL Y MÉTODOS

REAL *et al.* (2017) analizaron las distribuciones de 63 mamíferos terrestres no voladores en dos períodos (2002 y 2015) y realizaron modelos de distribución de especies (MDE) con los métodos y variables descritos por BARBOSA *et al.* (2009), REAL *et al.* (2009) y BARBOSA & REAL (2010). La favorabilidad ambiental para cada especie (con valores entre 0 y 1) se obtuvo tras aplicar la función de favorabilidad desarrollada por REAL *et al.* (2006a). Los MDE se realizaron con el paquete informático fuzzySim (BARBOSA, 2015), en el entorno estadístico R (R CORE TEAM, 2014). Aquí se ha partido de estos análisis, se han aplicado específicamente a la Red de Parques Nacionales, y se ha usado conceptualmente y computado operativamente la noción de biodiversidad oscura, como el grado de favorabilidad que tiene cada especie no observada en cada Parque Nacional peninsular.

Todos los análisis se realizaron por separado para los dos períodos de tiempo, los años 2002 y 2015. Los datos de 2002 provinieron del atlas de mamíferos de España en ese momento (PALOMO & GISBERT 2002), mientras que los datos de 2015 se obtuvieron a partir de la base de datos del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España (descargado el 26 de julio de 2015 desde <http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/bdn-ieet-default.aspx>).

La distribución de cada especie fue modelada respecto a la variación en 27 variables que representan cuatro factores ambientales, que son el clima, la topografía, la litología y la actividad humana (Tabla 1). Las variables fueron elegidas en base a su disponibilidad a esta escala de análisis y su potencial poder predictivo, que podría derivar de la correlación de estas variables con factores causales más locales. El clima, la litología o

### Variable

---

|  |
|--|
| Altitud media (m) †  |
| Diferencia de altitud*   |
| Pendiente (grados) (calculada automáticamente desde Altitud media)*    |
| Humedad relativa del aire en enero a las 07:00 horas (%) †             |
| Media de humedad relativa del aire en julio a las 07:00 horas (%) †    |
| Rango anual de humedad relativa del aire (%) †                         |
| Media anual de evapotranspiración potencial (mm) †                     |
| Evapotranspiración real anual promedio (mm) †                          |
| Insolación anual media (horas / año) †                                 |
| Radiación solar anual media (kwh/m <sup>2</sup> /día) †                |
| Temperatura media en enero (°C) †                                      |
| Temperatura media en julio (°C) †                                      |
| Temperatura media anual (°C) †   |
| Rango de temperatura anual (°C) †                                      |
| Promedio anual de días con precipitación ≥ 0.1 mm <sup>2</sup> †       |
| Número promedio anual de días de heladas (temperatura mínima ≤ 0 °C) † |
| Precipitación media anual (mm) †                                       |
| Máxima precipitación registrada en 24 h (mm) †                         |
| Precipitación máxima relativa (= MP24 / Prec) †                        |
| Irregularidad pluviométrica ‡  |
| Media anual de escorrentía (mm) §                                      |
| Latitud (grados N) &   |
| Longitud (grados E) &  |
| Distancia a la autopista más cercana (km) &                            |
| Distancia a la ciudad más cercana con más de 100,000 habitantes (km) & |
| Distancia a la ciudad más cercana con más de 500,000 habitantes (km) & |
| Permeabilidad del suelo §  |

Fuentes: \* US GEOLOGICAL SURVEY (1996). † FONT (1983, 2000). ‡ MONTERO DE BURGOS & GONZÁLEZ-REBOLLAR (1974). § SIGME (1979); IGN (1999); Población de las ciudades del Instituto Nacional de Estadística (Instituto Nacional de Estadística; <http://www.ine.es>).

**Tabla 1.** Variables ambientales utilizadas para modelar la distribución de los mamíferos en España.

**Table 1.** Environmental variables used to model the distributions of mammals in Spain.

la topografía, por ejemplo, podrían afectar a las especies a través de su efecto sobre la vegetación, mientras que la distancia a las principales ciudades y carreteras podría ser indicativa de diferentes formas de alteración humana de las condiciones locales. La latitud y la longitud se incluyeron para tener en cuenta aspectos no medioambientales en la estructura espacial de la distribución de las especies, principalmente derivadas de la historia y de la dinámica poblacional, que son funcionales en los ecosistemas y deben ser incluidos en los modelos de distribución (LEGENDRE, 1993). Tanto los datos sobre presencia o ausencia de cada especie como los valores de cada variable se tomaron sobre las cuadrículas de la rejilla UTM de España a una resolución de 10 km x 10 km.

Para seleccionar un conjunto de predictores significativos para la distribución de cada especie, se relacionó cada una de las variables por separado con los datos de presencia o ausencia de observaciones de cada especie mediante regresión logística. Para controlar el aumento del error de tipo I debido a la repetición de pruebas se tuvo en cuenta la tasa de descubrimiento falso (GARCÍA, 2003). Se utilizó el procedimiento para todas las formas de dependencia entre las pruebas estadísticas (BENJAMINI & YEKUTIELI, 2001) bajo una tasa de descubrimiento falso de  $q=0.05$ . Este procedimiento ordena las variables de mayor a menor valor de significación (orden creciente de valores de P), siendo  $i$  la posición de cada variable en esta lista ordenada, y

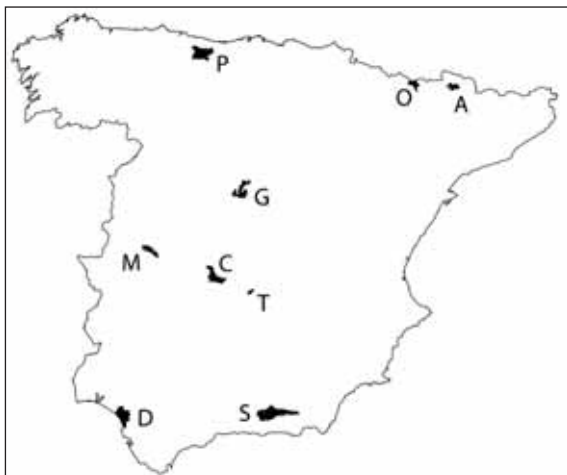
solo se aceptan variables hasta la posición  $i$  más alta cuyo valor de P es menor que  $i/V * q/\sum(1/i)$ , donde V es el número total de variables analizadas.

Se utilizó el conjunto de las variables significativas así obtenidas para cada una de las especies como punto de partida para construir un modelo ambiental multivariante para cada especie, utilizando la función de favorabilidad descrita por REAL *et al.* (2006a), que puede ser escrita como sigue:

$$F = e^y / ((n_1/n_0) + e^y)$$

donde  $n_1$  y  $n_0$  son los números de presencias y ausencias, respectivamente, en la rejilla UTM de España a una resolución de 10 km x 10 km,  $e$  es la base del logaritmo natural, mientras que  $y$  es la función logit obtenida mediante regresión logística, que combina varias variables predictivas. La regresión logística se realizó por pasos hacia adelante condicional basados en el criterio de información de Akaike. Como la multicolinealidad entre las variables puede hacer que algunas variables sean redundantes en la interpretación, se comprobó que la correlación de rango Tau-b de Kendall entre las variables potencialmente redundantes incluidas en los modelos fuera inferior a 0,8.

Se descargó un mapa de los Parques Nacionales de la España peninsular de la página web del Ministerio de Medio Ambiente (<http://www.mapama.gob.es/es/red-parques-nacionales/sig/>; Figura 1) y



**Figura 1.** Red de Parques Nacionales de España peninsular. A: Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, C: Cabañeros, D: Doñana, G: Sierra de Guadarrama, M: Monfragüe, O: Ordesa y Monte Perdido, P: Picos de Europa, S: Sierra Nevada, T: Tablas de Daimiel.

**Figure 1.** National Park network of mainland Spain. A: Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, C: Cabañeros, D: Doñana, G: Sierra de Guadarrama, M: Monfragüe, O: Ordesa y Monte Perdido, P: Picos de Europa, S: Sierra Nevada, T: Tablas de Daimiel.

se intersectó con la rejilla UTM de España a una resolución de 10 km x 10 km. Se consideró que una cuadrícula UTM pertenecía a un parque en particular si se superponía con él.

Para cada Parque Nacional, se obtuvo el conjunto de especies observadas y ausentes, así como la favorabilidad de cada especie, observada o no, en cada cuadrícula UTM del Parque. Se calculó la biodiversidad oscura en cada Parque Nacional como el promedio de la suma de favorabilidades para el conjunto de especies no observadas en él, y también como el valor más alto de favorabilidad para esas especies detectado en alguna de las cuadrículas afectadas por el parque. La suma de favorabilidades se computó utilizando la función R incluida en REAL *et al.* (2017). También se calculó los valores medios de favorabilidad de cada especie en cada uno de los Parques Nacionales, independientemente de que la especie haya sido observada en el parque o no, lo que representa la biodiversidad potencial de cada parque. De esta forma, se puede comprobar

qué proporción de la biodiversidad potencial de cada parque está constituida por biodiversidad oscura. La contribución de cada especie no observada a la biodiversidad oscura de cada parque vendrá dada por la favorabilidad obtenida para esa especie en el parque. También se ha contemplado la posibilidad de que una especie observada presente valores bajos de favorabilidad en el parque en el que ha sido observada, lo que vendría a indicar que su situación en el parque podría ser un tanto precaria.

## RESULTADOS

Los valores de biodiversidad oscura para cada parque nacional se resumen en la Tabla 2. Los Parques Nacionales de las Tablas de Daimiel y de Ordesa y Monte Perdido presentaron los mayores valores de biodiversidad oscura tanto en 2002 como en 2015 (Tabla 2). Los valores más altos de proporción entre la biodiversidad oscura y potencial en 2002 los

| Año  | Parque Nacional | Número de especies no observadas | Biodiversidad oscura | Proporción biodiversidad oscura/biodiversidad potencial |
|------|-----------------|----------------------------------|----------------------|---|
| 2002 | A               | 22                               | 3.404                | 0.0969  |
|      | C               | 36                               | 2.980                | 0.1928  |
|      | D               | 37                               | 1.098                | 0.0884  |
|      | G               | 26                               | 3.469                | 0.1204  |
|      | M               | 46                               | 6.250                | 0.4598  |
|      | O               | 25                               | 7.083                | 0.2109  |
|      | P               | 15                               | 2.254                | 0.0573  |
|      | S               | 34                               | 3.860                | 0.1695  |
| 2015 | T               | 54                               | 7.658                | 0.7358  |
|      | A               | 20                               | 1.867                | 0.0552  |
|      | C               | 34                               | 2.224                | 0.1221  |
|      | D               | 37                               | 0.621                | 0.0490  |
|      | G               | 27                               | 4.271                | 0.1590  |
|      | M               | 34                               | 2.473                | 0.1236  |
|      | O               | 26                               | 6.103                | 0.1917  |
|      | P               | 16                               | 2.748                | 0.0720  |
| 2015 | S               | 34                               | 2.996                | 0.1417  |
|      | T               | 53                               | 7.565                | 0.6356  |

**Tabla 2.** Número de especies no observadas y biodiversidad oscura en cada parque nacional. La biodiversidad oscura se computó como el promedio de la suma de favorabilidades para el conjunto de especies ausentes. Los valores de biodiversidad potenciales se tomaron de ESTRADA *et al.* (2018). Nombres de los parques nacionales como en la Figura 1.

**Table 2.** Number of non-observed species and dark biodiversity in each National Park. Dark biodiversity was computed as the average of the sum of favourabilities for the pool of absent species. The values of potential biodiversity were taken from ESTRADA *et al.* (2018). National Park names as in Figure 1.

presentaban los parques de las Tablas de Daimiel y Monfragüe, mientras que los de las Tablas de Daimiel y Ordesa y Monte Perdido presentaron los valores más altos en 2015 (Tabla 2).

Las especies no observadas en los Parques Nacionales y con favorabilidad alta en los mismos aparecen reflejadas en la Tabla 3. Para todos los parques hubo ausencias de mamíferos con valores favorables superiores a los de algunas especies observadas. La especie ausente con la mayor favorabilidad fue el oso pardo (*Ursus arctos*) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (ver ubicación en la Figura 1). El Parque con mayor número de estas especies no observadas pero con favorabilidad alta es también el de Ordesa y Monte Perdido, que tiene alta

potencialidad para hasta cinco especies no observadas en el Parque, incluyendo el oso, el lobo (*Canis lupus*) y el gamo (*Dama dama*), que son especies que no han podido pasar inadvertidas. Cabe destacar también la elevada potencialidad del Parque Nacional de Monfragüe para albergar al lince ibérico (*Lynx pardinus*).

Las especies observadas en los Parques Nacionales y con favorabilidad baja en los mismos aparecen listadas en la Tabla 4. El ratón doméstico (*Mus musculus*) en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, el gamo en el Parque Nacional de Doñana y el meloncillo (*Herpestes ichneumon*) en el Parque Nacional de Sierra Nevada no alcanzan valores de favorabilidad máxima de 0.2.

| Parque Nacional                       | Especie                     | Fav. media | Fav. máxima |
|---------------------------------------|-----------------------------|------------|-------------|
| Aigüestortes i Estany de Sant Maurici | <i>Mustela putorius</i>     | 0.450      | 0.631       |
| Cabañeros                             | <i>Microtus caberae</i>     | 0.501      | 0.579       |
| Doñana                                | <i>Talpa occidentalis</i>   | 0.183      | 0.271       |
| Sierra de Guadarrama                  | <i>Galemys pyrenaicus</i>   | 0.799      | 0.911       |
|                                       | <i>Apodemus flavicollis</i> | 0.444      | 0.840       |
| Monfragüe                             | <i>Lynx pardinus</i>        | 0.681      | 0.838       |
| Ordesa y Monte Perdido                | <i>Ursus arctos</i>         | 0.904      | 0.980       |
|                                       | <i>Apodemus flavicollis</i> | 0.624      | 0.847       |
|                                       | <i>Canis lupus</i>          | 0.729      | 0.839       |
|                                       | <i>Micromys minutus</i>     | 0.545      | 0.825       |
|                                       | <i>Dama dama</i>            | 0.774      | 0.807       |
| Picos de Europa                       | <i>Microtus gerbei</i>      | 0.596      | 0.915       |
|                                       | <i>Talpa europaea</i>       | 0.783      | 0.864       |
|                                       | <i>Mustela lutreola</i>     | 0.435      | 0.836       |
| Sierra Nevada                         | <i>Microtus caberae</i>     | 0.511      | 0.920       |
|                                       | <i>Ovis aries</i>           | 0.589      | 0.835       |
| Tablas de Daimiel                     | <i>Ovis aries</i>           | 0.681      | 0.731       |

**Tabla 3.** Especies no observadas en los Parques Nacionales y con favorabilidad alta en los mismos en 2015. Se muestra la favorabilidad media en el Parque y la favorabilidad máxima en algún lugar del parque. Se incluyen aquellas especies con favorabilidad mayor a 0.8. En el caso de que ninguna especie tenga ese valor, se incluye la especie no observada con favorabilidad más alta dentro del Parque.

**Table 3.** Non-observed species in the National Parks with high favorability in them. The average favorability in the Park and the maximum favorability anywhere within the park are shown. Those species with favorability greater than 0.8 are included. In the case that no species has that value, the non-observed species with the highest favorability within the Park is included.



| Parque Nacional                       | Especie                    | Fav. media | Fav. máxima |
|---------------------------------------|----------------------------|------------|-------------|
| Aigüestortes i Estany de Sant Maurici | <i>Mus musculus</i>        | 0.028      | 0.048       |
| Cabañeros                             | <i>Sciurus vulgaris</i>    | 0.179      | 0.268       |
| Doñana                                | <i>Dama dama</i>           | 0.160      | 0.199       |
| Sierra de Guadarrama                  | <i>Rattus norvegicus</i>   | 0.116      | 0.250       |
| Monfragüe                             | <i>Rattus rattus</i>       | 0.225      | 0.292       |
| Ordesa y Monte Perdido                | <i>Mus musculus</i>        | 0.067      | 0.229       |
| Picos de Europa                       | <i>Lepus granatensis</i>   | 0.184      | 0.278       |
| Sierra Nevada                         | <i>Herpestes ichneumon</i> | 0.089      | 0.188       |
| Tablas de Daimiel                     | <i>Suncus etruscus</i>     | 0.248      | 0.264       |

**Tabla 4.** Especies observadas en los Parques Nacionales y con favorabilidad baja en los mismos en 2015. Se muestra la favorabilidad media en el Parque y la favorabilidad máxima. Se incluyen aquellas especies con favorabilidad menor a 0.2. En el caso de que ninguna especie tenga ese valor, se incluye la especie presente con favorabilidad más baja dentro del Parque.

**Table 4.** Observed species in the National Parks and with low favorability in them in 2015. The average favorability in the Park and the maximum favorability are shown. Those species with favorability lower than 0.2 are included. In the case that no species has that value, the present species with lower favorability within the Park is included.

## DISCUSIÓN

### El significado de la biodiversidad oscura

La teoría ecológica, la biogeografía y la conservación de la naturaleza han de contemplar en sus análisis no solo la biodiversidad observada en cada lugar, sino también aquella que puede estar haciendo un uso no observado de ese lugar o lo puede hacer en un futuro próximo. Esto es así porque todas las especies, en algún grado o escala, están permanentemente cambiando sus distribuciones (HENGEVELD, 1990) y hacen uso, aunque a veces solo sea de forma ocasional, de territorios en los que rara vez son observadas. Analizar solo las especies observadas puede subestimar, por ejemplo, las especies crípticas, que son aquellas difíciles de detectar en su medio natural o que se pueden confundir con otras. Por otra parte, los cambios ambientales naturales o antropogénicos en el clima, el uso de la tierra y los regímenes de perturbación, así como el transporte o dispersión secundaria de especies invasoras, están produciendo cambios drásticos en muchos ecosistemas (GALLARDO *et al.*, 2017), para los que conviene estar preparados antes de observar sus efectos. Cada vez se hace más preciso predecir las áreas potencialmente vulnerables a la introducción de especies invasoras dentro de un nuevo territorio, así como poder utilizar mediciones ecológicamente

relevantes para cuantificar el potencial invasor de las especies de plantas y animales en cada espacio protegido (MUÑOZ & REAL, 2006). También se hace necesario pronosticar nuevas áreas de expansión para especies vulnerables que presentan actualmente una distribución restringida (BARBOSA & REAL, 2010). La idea de biodiversidad oscura se propone aquí como concepto operativo para abordar estas cuestiones. A partir de la biodiversidad oscura se pueden detectar áreas de interés para la conservación debido a cambios potenciales en el medio, así como anticipar posibles consecuencias de las modificaciones naturales o antropogénicas en éste.

Si consideramos todas las especies de un territorio de referencia, como en este caso es la Península Ibérica, como objetivo de conservación por parte de una red de espacios protegidos, entonces tanto las especies observadas en cada espacio protegido como las no observadas pero que potencialmente podrían estar presentes allí, o sea, la biodiversidad oscura, han de ser tenidas en cuenta. El análisis conjunto de la biodiversidad observada y la biodiversidad oscura permite que se puedan efectuar nuevos tipos de comparaciones entre la biodiversidad de regiones, ecosistemas y grupos taxonómicos, y re-examinar la evaluación de los distintos papeles que tienen los procesos locales y regionales en la configuración de las comunidades ecológicas (PÄRTEL *et al.*, 2011).

La biodiversidad oscura puede usarse como fuente adicional de información para computar la pérdida de biodiversidad y para estimar el potencial de restauración o de cambio de los ecosistemas. Por otra parte, la ratio entre diversidad observada y diversidad oscura es especialmente aplicable para investigar la pérdida de especies en términos relativos y para anticipar las respuestas de las especies en relación al cambio climático y respecto a otros factores en ecosistemas en degradación.

Todo este planteamiento conecta con conceptos que se han desarrollado en la física fundamental. REAL *et al.* (2017) propusieron, por ejemplo, tratar las distribuciones de las especies como análogas a las de los objetos cuánticos coherentes. De esta forma, la distribución de una especie queda mejor descrita por su función de favorabilidad (análoga a la función de onda de la mecánica cuántica) que por el conjunto de localizaciones donde la especie ha sido observada. La función de favorabilidad recoge la información tanto de la biodiversidad observada como de la biodiversidad oscura, por lo que abordar las distribuciones de las especies de esta manera podría ayudar a superar importantes debilidades en las métricas actuales de la biodiversidad.

### **La biodiversidad oscura de los Parques Nacionales de la España peninsular**

Los parques nacionales con mayor biodiversidad oscura fueron el de las Tablas de Daimiel y el de Ordesa y Monte Perdido. Son, por tanto, los que presentan mayor potencialidad para albergar especies aún no observadas en ellos. Estos parques también tuvieron los valores más altos de proporción entre la biodiversidad oscura y potencial en 2015, si bien el valor para el Parque de Ordesa y Monte Perdido fue bastante menor. El parque de las Tablas de Daimiel sobresale particularmente, porque más de la mitad de su biodiversidad potencial estaba constituida por la biodiversidad oscura, tanto en 2002 como en 2015. Esto indica que una parte muy importante de la potencialidad de este parque aún no ha sido observada en él.

Sin embargo, en 2002 el segundo parque con valores máximos de proporción entre la biodiversidad oscura y potencial, tras las Tablas de Daimiel, fue

el de Monfragüe (Tabla 2). El Parque Nacional de Monfragüe obtuvo un valor muy alto de biodiversidad oscura en 2002, pero no así en 2015, cuando su valor de biodiversidad oscura fue notablemente más bajo. Esto se debió, fundamentalmente, a que 12 especies consideradas ausentes en 2002 han sido observadas posteriormente y ya aparecían en 2015 como presentes en el parque, bien porque llegaron en ese periodo de tiempo al parque o porque habían pasado previamente inadvertidas.

### **Contribución de las especies a la biodiversidad oscura de los Parques Nacionales de España**

Las especies ausentes con valores altos de favorabilidad contribuyen particularmente a la biodiversidad oscura de cada Parque Nacional estudiado. Uno de los casos más relevantes en nuestro sistema de estudio es el oso pardo en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, que tiene valores de favorabilidad muy altos en el mismo ( $>0.9$  tanto en valores medios como máximos). Esto significa que este Parque Nacional es altamente favorable para la presencia de la especie, dadas sus características ecológicas. El oso pardo está presente en dos núcleos en el norte de España, uno de los cuales aparece en los Pirineos, donde la especie no parece tener una distribución espacial continua (PALOMO *et al.*, 2007). Sin embargo, las áreas favorables para la especie en los Pirineos sí que forman un continuo que incluye al Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Otras cuatro especies presentaron valores de favorabilidad máxima mayores a 0.8 en este Parque Nacional (Tabla 3).

Otro ejemplo similar es el topillo pirenaico (*Microtus gerbei*), que tiene valores de favorabilidad máxima muy altos en los Picos de Europa. Este topillo ha sido observado por el norte de España pero sin llegar a observarse en este Parque Nacional. Algo parecido se puede decir del topillo de Cabrera (*Microtus cabreræ*) en Sierra Nevada o del lince ibérico en Monfragüe.

Por lo tanto, los responsables de la gestión de estos Parques Nacionales deben tener estas especies en consideración como pertenecientes a su biodiversidad oscura, ya que podrían llegar al parque de forma natural. En ocasiones, estas especies ausentes tienen áreas más favorables en el Parque que otras

especies presentes (por ejemplo, la liebre ibérica *Lepus granatensis* que está presente en condiciones poco favorables en Picos de Europa). Por lo tanto, algunas de estas especies podrían ser consideradas para futuras reintroducciones (si se cumplen todos los demás requisitos de reintroducción).

Todos estos ejemplos, y otros que pueden derivarse de la Tabla 3, refuerzan la idea de que la biodiversidad oscura es una medida valiosa a tener en cuenta en los espacios naturales protegidos y debe ser considerada al aplicar medidas de conservación (PÄRTEL *et al.*, 2011; LEWIS *et al.*, 2017). En resumen, los Parques Nacionales han de contemplar no sólo las especies que se observan hoy en día en su interior, sino también aquéllas que podrían estar presentes debido a la favorabilidad de la zona y que forman parte de la biodiversidad oscura del Parque.

Por otra parte, el número de especies observadas pero con baja favorabilidad (Tabla 4) por parque es menor que el de las especies no observadas y con alta potencialidad (Tabla 3). Esto podría indicar que en la mayoría de los parques hay más potencialidad para albergar más especies de mamíferos que para perder los que ahora mismo acoge.

### Corolario final

En conclusión, la Biología de la Conservación está avanzando rápidamente debido a que se está produ-

ciendo una acumulación de datos sobre la distribución de la biodiversidad a lo que ahora se suman estos nuevos conceptos y métodos. Todo esto equipa mejor a investigadores y gestores para hacer frente a los retos actuales y futuros en conservación de la biodiversidad (LEWIS *et al.*, 2016). El conocimiento del conjunto de especies susceptibles de estar presentes en diferentes Parques Nacionales permite realizar comparaciones significativas que se refieren a toda la biodiversidad relevante para el conjunto del territorio que se quiere proteger. Además, proporciona información sobre los procesos más profundos de formación de esa biodiversidad. Así, las especies ausentes de un parque nacional, pero que tienen valores altos de favorabilidad, también contribuyen a la biodiversidad del mismo, aunque se trate de biodiversidad oscura. Este nuevo concepto permite considerar mejor el dinamismo inherente a la distribución de las especies y hacer predicciones más adecuadas a la naturaleza cambiante de la biodiversidad.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Organismo Autónomo Parques Nacionales, la financiación del proyecto 1098/2014. AMB ha sido financiada por la Fundação para a Ciência e a Tecnologia (Portugal) a través de un contrato Investigador FCT (IF/00266/2013) y un proyecto de investigación exploratoria (CPI168/CT0001), cofinanciado por el COMPETE.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACEVEDO, P.; MELO-FERREIRA, J.; REAL, R.; ALVES, P.C. 2012. Past, present and future distributions of an Iberian endemic, *Lepus granatensis*: Ecological and evolutionary clues from species distribution models. PLoS ONE, 7: e51529 (11 pp.), doi:10.1371/journal.pone.0051529.
- ACEVEDO, P.; REAL, R., 2012. Favourability: concept, distinctive characteristics and potential usefulness. Naturwissenschaften, 99: 515-522.
- ALLEN, C.R.; PEARLSTINE, L.G.; KITCHENS, W.M. 2001. Modeling viable mammal populations in Gap Analysis. Biological Conservation, 99: 135-144.
- ARAÚJO, M.B.; DEL DEDO-GARCIMARTÍN, M.; POZO, I.; CALMAESTRA, R.G. 2011. Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Fauna de Vertebrados. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino & Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), Madrid.
- BARBOSA, A.M. 2015. fuzzySim: applying fuzzy logic to binary similarity indices in ecology. Methods in Ecology and Evolution, 6: 853-858.
- BARBOSA, A.M.; REAL, R. (2010) Favourable areas for expansion and reintroduction of Iberian lynx accounting for distribution trends and genetic variation of the wild rabbit. Wildlife Biology in Practice, 6: 34-47.
- BARBOSA, A.M.; REAL, R.; VARGAS, J.M. 2009. Transferability of environmental favourability models in geographic space: The case of the Iberian desman (*Galemys pyrenaicus*) in Portugal and Spain. Ecological Modelling, 220: 747-754.
- BARBOSA, A.M.; SEGOVIA, J.M.; VARGAS, J.M.; TORRES, J.; REAL, R.; MIQUEL, J. 2005. Predictors of Red Fox (*Vulpes vulpes*) Helminth Parasite Diversity in the Provinces of Spain. Wildlife Biology in Practice, 1: 3-14.
- BENJAMINI, Y.; YEKUTIELI, D. 2001. The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency. Annals of Statistics, 29: 1165-1188.
- DE LA MONTAÑA, E.; REY BENAYAS, J.M. 2002. ¿Coinciden los espacios naturales protegidos con las áreas relevantes de diversidad de herpetofauna en España peninsular y Baleares? Ecosistemas, 11: 1697-2473.
- DÍAZ-GÓMEZ, D.L.; TOXOPEUS, A.G.; GROEN, T.A.; MUÑOZ, A.R.; SKIDMORE, A.K.; REAL, R. 2013. Measuring the Insecurity Index of species in networks of protected areas using species distribution modeling and fuzzy logic: The case of raptors in Andalusia. Ecological Indicators, 26: 174-182.
- ESTRADA, A.; MÁRQUEZ, A.L.; REAL, R.; VARGAS, J.M. 2007. Utilidad de los espacios naturales protegidos de Andalucía para preservar la riqueza de especies de anfibios. Munibe, 75: 74-81.
- ESTRADA, A.; BARBOSA, A.M.; REAL, R. 2018. Changes in potential mammal diversity in national parks and their implications for conservation. Current Zoology, 2018: 1-9. DOI: <https://doi.org/10.1093/cz/zoy001>.
- ESTRADA, A.; REAL, R. 2018. Assessment of the National Park network of mainland Spain by the Insecurity Index of vertebrate species. PLoS ONE 13(5): e0197496. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197496>.
- ESTRADA, A.; REAL, R.; VARGAS, J.M. 2008a. Using crisp and fuzzy modelling to identify favourability hotspots useful to perform gap analysis. Biodiversity and Conservation, 17: 857-871.
- ESTRADA, A.; MÁRQUEZ, A.L.; REAL, R.; VARGAS, J.M. 2008b. ¿En qué medida preservan los espacios naturales la riqueza de reptiles en Andalucía? En: REDONDO, M.M.; PALACIOS, M.T.; LÓPEZ,

- F.J.; SANTAMARÍA, T.; SÁNCHEZ, D. (Eds.) *Avances en Biogeografía*, pp: 367-373. Departamento Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Universidad Complutense de Madrid.
- FELICÍSIMO, Á.M. (coord) 2011. Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 1. Flora y vegetación. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid. 552 pág.
- FONT, I. 1983 *Atlas climático de España*. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid, España.
- FONT, I. 2000. *Climatología de España y Portugal*. Ediciones Universidad de Salamanca, Salamanca, España.
- FRANKLIN, J. 2009. *Mapping species distributions. Spatial inference and prediction*. Cambridge University Press, Cambridge.
- GALLARDO, B.; ALDRIDGE, D.C.; GONZÁLEZ-MORENO, P.; PERGL, J.; PIZARRO, M.; PYŠEK, P.; THULLER, W.; YESSON, C.; VILÀ, M. 2017. Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. *Global Change Biology*, 23: 5331-5343.
- GARCÍA, L.V. 2003. Controlling the false discovery rate in ecological research. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 553-554.
- GÓMEZ, A.; LUNT, D.H. 2007. Refugia within refugia: patterns of phylogeographic concordance in the Iberian Peninsula. En: WEISS, S. FERRAND, N. (eds.) *Phylogeography of Southern European Refugia*. Springer. Dordrecht. (pp. 155-188).
- HENGEVELD, R. 1990. *Dynamic Biogeography*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA (IGME). 1979. *Mapa hidrogeológico nacional*. Explicación de los mapas de lluvia útil, de reconocimiento hidrogeológico y de síntesis de los sistemas acuíferos, 2nd edn. IGME, Madrid, España.
- INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL (IGN) (1999) *Mapa de Carreteras*. Península Ibérica, Baleares y Canarias. IGN/Ministerio de Fomento, Madrid, España.
- LEGENDRE, P. (1993) Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74: 1659-1673.
- LEWIS, R.J.; DE BELLO, F.; BENNETT, J.A.; FIBICH, P.; FINERTY, G.E.; GÖTZENBERGER, L.; HIESALU, I.; KASARI, L.; LEPS, J.; MÁJEKOVÁ, M.; MUDRÁK, O.; RIIBAK, K.; RONK, A.; RYCHTECKÁ, T.; VITOVÁ, A.; PÄRTEL, M. 2016. Applying the dark diversity concept to nature conservation. *Conservation Biology*, 31: 40-47.
- MAIORANO, L.; FALCUCCI, A.; BOITANI, L. 2006. Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: Priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biological Conservation*, 133: 455-473.
- MOKANY, K.; PAINI, D.R. 2011. Dark diversity: adding the grey. *Trends in Ecology & Evolution*, 26: 264-265.
- MONTERO DE BURGOS, J.L.; GONZÁLEZ-REBOLLAR, J.L. 1974. *Diagramas bioclimáticos*. ICONA, Madrid, España.
- MUÑOZ A.R.; REAL, R. 2006. Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity and Distributions*, 12: 656-665.
- PALOMO, L.J.; GISBERT, J. 2002. *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU.
- PALOMO, L.J.; GISBERT, J.; BLANCO, J.C. 2007. *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- PÄRTEL, M.; SZAVA-KOVATS, R.; ZOBEL, M. 2011. Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in Ecology & Evolution*, 26: 124-128.

- REAL, R. Y COLS. «Capacidad de la red de parques nacionales para acoger la biodiversidad oscura de mamíferos»
- PEARLSTINE, L.G.; SMITH, S.E.; BRANDT, L.A.; ALLEN, C.R.; KITCHENS, W.M.; STENBERG, J. 2002. Assessing state-wide biodiversity in the Florida Gap Analysis project. *Journal of Environmental Management*, 66: 127-144.
- PETERSON, A.T.; SOBERON, J.; PEARSON, R.G.; ANDERSON, R.P.; MARTINEZ-MEYER, E.; NAKAMURA, M.; ARAÚJO, M.B. 2011. Ecological niches and geographic distributions. *Monographs in Population Biology* 49. Princeton University Press, Princeton and Oxford.
- PULIDO-PASTOR, A.; MÁRQUEZ, A.L.; REAL, R.; GARCÍA-BARROS, E. 2018. Identification of potential source and sink areas for butterflies on the Iberian Peninsula. *Insect Conservation and Diversity*, 11: 479-492.
- R CORE TEAM. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- REAL, R.; BARBOSA, A.M.; BULL, J. 2017. Species Distributions, Quantum Theory, and the Enhancement of Biodiversity Measures. *Systematic Biology*, 66 (3): 453-462.
- REAL, R.; BARBOSA, A.M.; RODRIGUEZ, A.; GARCIA, F.J.; VARGAS, J.M.; PALOMO, L.J.; DELIBES, M. 2009. Conservation biogeography of ecologically interacting species: the case of the Iberian lynx and the European rabbit. *Diversity and Distributions*, 15: 390-400.
- REAL, R.; BARBOSA, A.M.; VARGAS, J.M. 2006a. Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environmental and Ecological Statistics*, 13: 237-245.
- REAL, R.; ESTRADA, A.; BARBOSA, AM.; VARGAS, J.M. 2006b. Aplicación de la lógica difusa al concepto de rareza para su uso en Gap Analysis: el caso de los mamíferos terrestres en Andalucía. *Serie Geográfica*, 13: 99-116.
- REY BENAYAS, J.M.; DE LA MONTAÑA, E. 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation*, 114: 357-370.
- RODRIGUES, A.S.L.; ANDELMAN, S.J.; BAKARR, M.I.; BOITANI, L.; BROOKS, T.M.; COWLING, R.M.; FISHPOOL, LDC.; DA FONSECA, GAB.; GASTON, K.J.; HOFFMANN, M.; LONG, J.S.; MARQUET, P.A.; PILGRIM, J.D.; PRESSEY, R.L.; SCHIPPER, J.; SECHREST, W.; STUART, S.N.; UNDERHILL, L.G.; WALLER, R.W.; WATTS, MEJ.; YAN, X. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428: 640-643.
- ROSSO, A.; ARAGÓN, P.; ACEVEDO, F.; DOADRIO, I.; GARCÍA-BARROS, E.; LOBO, J.M.; MUNGUIRA, M.L.; MONTSERRAT, VJ. PALOMO, LJ. PLEGUEZUELOS, JM. ROMO, H. TRIVIÑO, V. SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D. 2018. Effectiveness of the Natura 2000 network in protecting Iberian endemic fauna. *Animal Conservation*, 21: 262-271.
- SCOTT, J. M.; CSUTI, B.; ESTES, J.E.; ANDERSON, H. 1989. Status assessment of biodiversity protection. *Conservation Biology*, 3: 85-87.
- SCOTT, J.M.; DAVIS, F.; CSUTI, B.; NOSS, R.; BUTTERFIELD, B.; GROVES, C.; ANDERSON, H.; CAICCO, S.; D'ERCHIA, F.; EDWARDS, JRTC.; ULLIMAN, J.; WRIGHT, R.G. 1993. Gap Analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs*, 123: 1-41.
- US GEOLOGICAL SURVEY. 1996. Gtopo30. Land Processes Distributed Active Archive Center. <http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/gtopo30.asp>.