

Selección de áreas relevantes para la conservación de la biodiversidad

I. Razola, J.M. Rey Benayas, E. de la Montaña, L. Cayuela

Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá, 28871. Alcalá de Henares. Madrid. España

La alarmante pérdida de biodiversidad a la que asistimos desde hace algunas décadas exige el desarrollo de estrategias de conservación eficaces. Como la conservación es generalmente costosa y los recursos existentes limitados, resulta fundamental el establecimiento de prioridades para optimizar la relación entre beneficios y costes. La identificación de áreas relevantes de biodiversidad a distintas escalas del territorio puede ser uno de los criterios utilizados, aunque no el único, para la priorización de áreas para la conservación. El fin último puede ser el de completar la red de áreas protegidas, identificar los impactos potenciales de obras civiles y proponer acciones para mitigarlos o priorizar actuaciones de restauración ecológica. En este artículo explicamos los resultados de cuatro casos de estudio. Tres de ellos se refieren a especies de vertebrados de la Península Ibérica y Baleares y de Castilla-La Mancha, y utilizan un índice combinado de diversidad que sintetiza las características de riqueza, rareza y vulnerabilidad de las especies. El cuarto se refiere a la diversidad de árboles en un paisaje tropical montano en Los Altos de Chiapas (México), y utiliza una combinación de modelos predictivos de la diversidad α y la complementariedad de las comunidades de bosque (diversidad β) para establecer áreas prioritarias para la conservación.

Palabras clave: índice combinado de biodiversidad, análisis de huecos, impactos ambientales, modelos predictivos, puntos calientes, áreas naturales protegidas

Selecting relevant areas for biodiversity conservation. The alarming biodiversity loss that witness since some decades ago requires the development of efficient conservation strategies. As conservation is generally expensive and the available resources are limited, the establishment of priorities becomes essential in order to optimize the balance between benefits and costs. Identifying outstanding areas of biodiversity at different scales of the territory can be one of the criteria, but not the unique one, used to prioritize areas for conservation. The ultimate aims may be completing reserve networks, identifying potential impacts caused by civil engineering and propose actions to mitigate them, or prioritizing ecological restoration projects. In this article we explain the results of four case studies. Three of them refer to vertebrate species in the Iberian Peninsula and the Balearic Islands and in Castille-La Mancha, and they apply a Combined Index of Biodiversity that synthesizes the characteristics of species richness, rarity and vulnerability. The fourth case study has to do with tree diversity in a tropical montane landscape in The Highlands of Chiapas (Mexico), and uses a combination of forecasting models of α -diversity and the complementarity of forest communities (β -diversity) to establish priority areas for conservation.

Key words: Combined Index of Biodiversity, gap analysis, environmental impacts, forecasting models, hotspots, natural protected areas

Introducción

Las actividades humanas han aumentado la tasa de extinción global de especies hasta cuatro órdenes de magnitud en décadas recientes (May y Tregonning, 1998; Kerr y Cihlar, 2004). Es la denominada "Sexta Extinción". La desaparición de poblaciones a escala regional puede incluso estar teniendo lugar a un ritmo mayor (Ehrlich y Daily, 1993). Paralelamente, ha crecido el interés por la conservación de la biodiversidad ([Alliance for zero extinctions, 2006](#)). Los motivos que impulsan las iniciativas de conservación son muchas veces éticos, si bien actualmente se esgrimen más los argumentos pragmáticos, dados los servicios tangibles que la biodiversidad proporciona a la humanidad (Constanza *et al.*, 1997; Pimentel *et al.*, 1997; Terborgh, 1999). En cualquier caso el empleo de conocimiento científico experto va a permitir una mayor eficacia en la conservación de la biodiversidad.

En este contexto ha surgido en la comunidad científica el debate acerca de cuáles son las mejores estrategias de conservación. Entre ellas destaca el establecimiento de espacios naturales protegidos (ENP en adelante), que permiten preservar grandes cantidades de biodiversidad. No obstante, los ENP no son la única estrategia, ni tampoco la más efectiva en todos los casos. En muchos países, por ejemplo, no existen recursos para una implementación efectiva de los ENP, por lo que finalmente siguen expuestos a las mismas amenazas de destrucción.

Así, la conservación horizontal (fuera de estos espacios) y la identificación y eliminación de las causas de amenaza de la biodiversidad deben acompañar siempre a las redes de ENP (Rey Benayas y de la Montaña, 2003; Rey Benayas *et al.*, en prensa).

La necesidad de establecer prioridades en la conservación

Debido a los altos costes que supone la creación y gestión de los ENP, la mitigación de los impactos ambientales, la restauración de los ecosistemas y la conservación horizontal, tiene suma importancia el establecimiento de prioridades mediante la identificación de áreas con características relevantes de biodiversidad (Ceballos *et al.*, 2005). De esta forma se optimiza la inversión al aumentar la eficacia de las actuaciones mencionadas.

No han sido pocos los científicos que han detectado esta necesidad de priorizar espacios para la conservación. Así, aparece repetidamente en la literatura el término “hotspot” para referirse a las áreas que concentran grandes cantidades de biodiversidad Myers *et al.*, 2000; Kati *et al.*, 2004; Fleishman *et al.*, en prensa; Orme *et al.*, 2005), aunque en su formulación original el término se refería a áreas muy diversas que estaban siendo destruidas o con amenazas de destrucción. Los primeros trabajos sobre *hotspots* se centran fundamentalmente en la identificación de núcleos de diversidad a escala global. Uno de los más conocidos es el de Myers *et al.*, en el que se concluía que el 44% de las especies de plantas vasculares y el 35% de las especies de anfibios, reptiles, aves y mamíferos estaban representadas en un área que ascendía solamente al 1,4% de la superficie emergida del planeta.

Posteriormente se desarrolló el marco de la llamada “conservación sistemática” o “planificación sistemática de la conservación” (Margules y Pressey, 2000). Puede identificarse la siguiente secuencia para asistir a la toma de decisiones en la conservación de la naturaleza: 1) valoración de las características de biodiversidad en el territorio de actuación; 2) selección, en función de la valoración anterior, de las áreas con características más relevantes de biodiversidad; 3) evaluación de la red de ENP existente y su mejora; 4) identificación y mitigación de los impactos más graves sobre la biodiversidad derivados de las infraestructuras; y 5) identificación de las causas potenciales de amenaza para las especies, relacionadas con los cambios en el uso del territorio y adopción de las estrategias adecuadas de conservación horizontal. En la actualidad están proliferando los proyectos científicos y técnicos en esta línea.

En este artículo vamos a explicar cuatro casos de estudio propios. En tres de ellos utilizaremos el Índice Combinado Estandarizado de Rey Benayas y de la Montaña para la valoración de la biodiversidad de una fracción del territorio. Este índice combina cuatro criterios para cada grupo taxonómico analizado: 1) la riqueza de especies, 2) la rareza basada en el rango geográfico de distribución de las especies, 3) la vulnerabilidad de las mismas, de acuerdo con el estatus de

conservación de catálogos oficiales, y 4) un índice combinado (IC) de los tres anteriores. La fórmula del IC es $\sum_{i=1}^S (1/n_i) V_i$, donde $1/n_i$ representa el valor de rareza de la especie i como la inversa del número total de celdas del territorio en que ésta presente (n) y V_i es el valor de vulnerabilidad de la especie i . En este índice, la riqueza de especies está implícita en $\sum_{i=1}^S$ para todas las especies (S) presentes en la celda r . El Índice Combinado Estandarizado (ICE) integra la información para todos los taxones simultáneamente. Su expresión es $\sum_{j=1}^K 1/m_j \sum_{i=1}^S (1/n_{ji}) V_{ji}$, y supone calcular el IC en una celda para cada grupo taxonómico j , dividirlo por que es la media del IC para dicho grupo en el conjunto de celdas, y finalmente sumar los resultados para los K taxones considerados.

Priorización de áreas para la conservación de la biodiversidad – cuatro casos de estudio a distintas escalas

Identificación de áreas de alto valor de diversidad de vertebrados para reforzar la red de espacios naturales protegidos en la Península Ibérica y Baleares (Rey Benayas y de la Montaña, 2003)

Se estudiaron cuatro taxones de vertebrados (anfibios, reptiles, aves y mamíferos) en una malla de 259 celdas de 50 x 50 km. Tras la aplicación de los índices anteriores como medidas del valor de la biodiversidad (datos brutos en las referencias Blanco y González, 1992; Hagemeyer y Blair, 1997; Mitchell-Jones *et al.*, 1999)

se ordenaron los valores obtenidos en cada celda de mayor a menor y se seleccionó el 15% superior como Áreas Relevantes de Diversidad (ARD).

La congruencia de éstas ARD para los distintos taxones fue moderadamente baja (38,5% de media para el IC de los distintos taxones). La eficacia de las ARD definidas por el ICE fue evaluada calculando el número de especies incluidas y el número de especies amenazadas excluidas en las mismas. Las ARD incluyeron todas las especies de anfibios y mamíferos, todas

menos una de las especies de reptiles (lagartija de Valverde *Algyroides marchi*, clasificada como rara) y todas menos seis de las especies de aves (dos de ellas raras, graja *Corvus frugilegus* y gaviota tridáctila *Rissa tridactyla* y una en peligro, arao común *Uria aalge*).

Por último se analizó la coincidencia de las ARD con la red de ENP (*GAP analysis*). El 69,2% de las ARD incluían ENP (**Fig. 1**). Los mismos análisis realizados independientemente para cada taxón indicaron una garantía razonable para la protección de las aves, mientras que una gran diversidad de anfibios queda fuera de los ENP. Es necesario el establecimiento de nuevas áreas de protección para cubrir la deficiencia existente del 30% de las áreas relevantes de diversidad de vertebrados que no contienen figuras de protección.

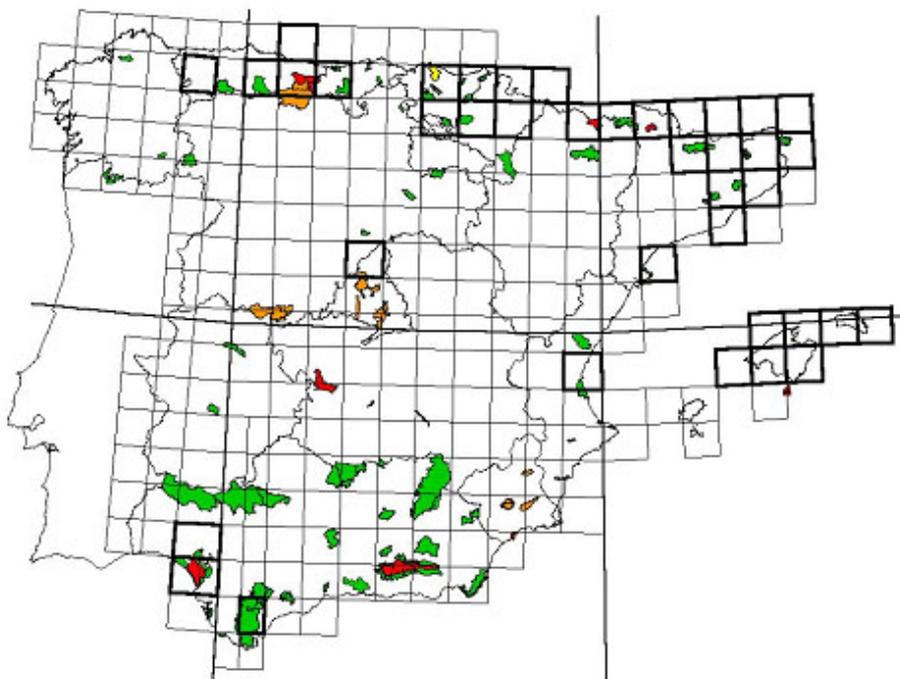


Figura 1. El mapa representa las áreas con características relevantes de diversidad de vertebrados identificadas mediante el Índice Combinado Estandarizado (cuadrículas resaltadas con trazo grueso). Incluye también los espacios naturales protegidos (en rojo los parques nacionales, en verde los parques naturales, en naranja los parques regionales y en amarillo una reserva de la biosfera). Fuente: Rey Benayas, y de la Montaña, 2003.

Identificación de áreas de alto valor de diversidad de herpetofauna amenazadas por las infraestructuras programadas en la Península Ibérica y Baleares (Rey Benayas et al., en prensa)

Utilizando el mismo territorio y sistema de valoración, se compendiaron los datos de distribución de las especies de anfibios y reptiles en una malla de 1.441 celdas de 20 x 20 km. Las ARD se definieron como aquellas con valores del IC más elevados, necesarias para incluir a todas las especies o bien a todas las especies amenazadas. El IC resultó más eficaz que el resto de criterios utilizados por separado, necesitando sólo de 49 celdas para incluir a todas las especies (valor medio para ambos taxones), frente a 75, 122 y 626,5 para la rareza, vulnerabilidad y riqueza, respectivamente, siempre y cuando se excluyera del análisis a la especie endémica *Alytes dickhilleni* (sapo partero bético), que obligaba a aumentar mucho el número de ARD seleccionadas distorsionando los resultados.

El principal objetivo era evaluar la coincidencia de las ARD con las infraestructuras programadas (autovías y carreteras, líneas de ferrocarril de alta velocidad y embalses), e identificar zonas de alerta (*alert planning units*, **Fig. 2**). Estas zonas de alerta son las candidatas prioritarias para la implementación de medidas de mitigación de impactos ambientales. Cinco especies de anfibios amenazadas (salamandra rabilarga *Chioglossa lusitanica*, tritón alpino *Triturus alpestris*, sapo verde *Bufo viridis*, rana ágil *Rana dalmatina* y sapillo balear *Alytes muletensis*) reducen sustancialmente su área de distribución si las áreas de alerta son eliminadas.



Figura 2. Mapa de zonas de alerta para la herpetofauna (coincidencias entre áreas relevantes de diversidad identificadas mediante el Índice Combinado y las infraestructuras programadas). Los círculos blancos representan las zonas de alerta para los anfibios y los cuadrados grises para los reptiles. Fuente: Rey Benayas et al., en prensa.

Este estudio sugiere que, en caso de encontrar una cantidad elevada de zonas de alerta, es conveniente redefinir las ARD candidatas para ser protegidas excluyendo las celdas impactadas y sustituyéndolas por otras que también retuviesen la totalidad de las especies.

Conservación sistemática a escala regional en Castilla-La Mancha

Este estudio combina un *gap analysis* de la red oficial de ENP y de la Red Natura 2000 con la identificación de posibles impactos de las infraestructuras proyectadas sobre las ARD. Los datos de distribución que se utilizaron corresponden a los cuatro taxones de vertebrados anteriores en una malla de 905 celdas de 10 x 10 km. De nuevo se seleccionaron el 15% de celdas con mayor valor de los índices anteriores para definir las ARD utilizadas en el *gap analysis* y las celdas necesarias para incluir todas las especies del territorio en el análisis de impactos.

La Red Natura 2000 mostró un bajo porcentaje de huecos, mientras que la red de ENP presentó un porcentaje mucho mayor (8,82% y 83,09% respectivamente, según el ICE, **Fig.3**). Las carreteras eran el tipo de infraestructura más coincidente con las ARD y el grupo de las aves el más afectado. El mapa de alertas está representado en la **Figura 4**.

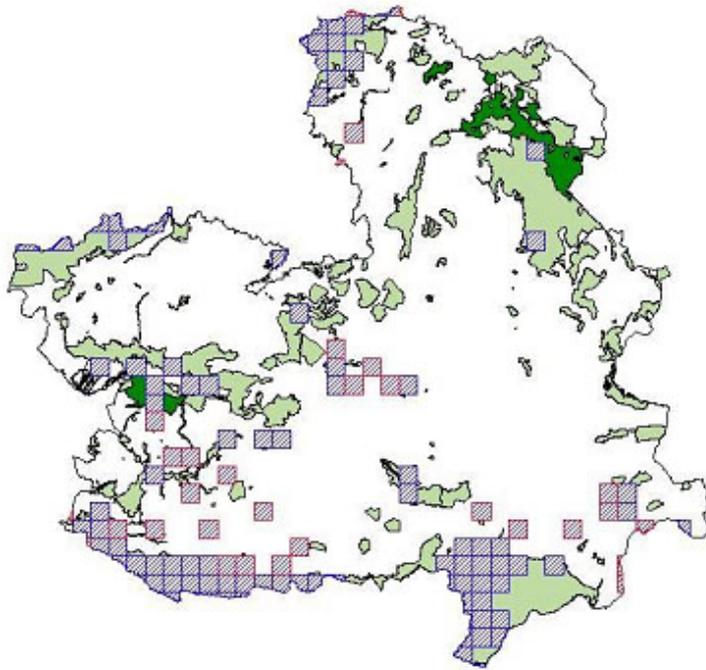


Figura 3. Mapa de huecos (gaps) o áreas relevantes de diversidad de vertebrados (ARD) en Castilla-La Mancha que no incluyen reservas naturales. En verde oscuro se representa la Red de Espacios Naturales Protegidos y en verde claro se representa la Red Natura 2000. Las ARD, en color azul, fueron definidas como las cuadrículas con un valor de Índice Combinado Estandarizado en el tramo del 15% superior. Las cuadrículas marcadas en rojo señalan la existencia de un ARD con menos del 10% de su superficie incluida en alguna figura de protección.

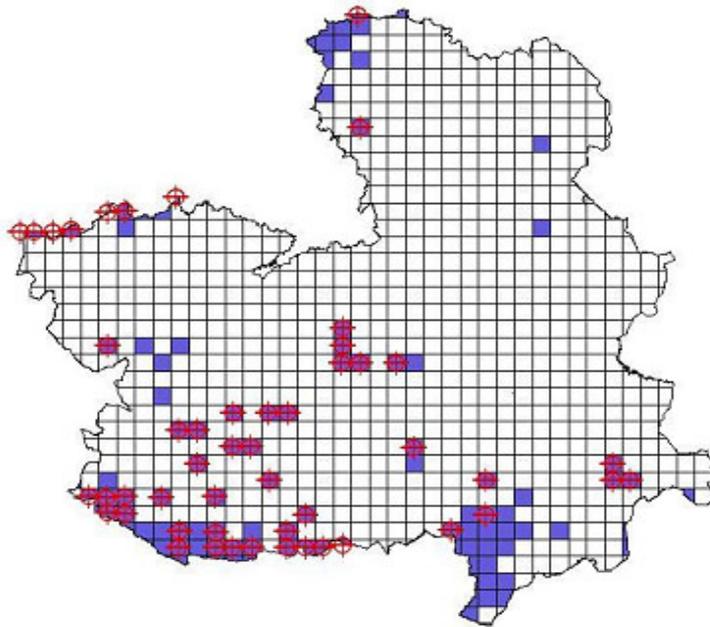


Figura 4. Mapa de zonas de alerta de vertebrados en Castilla-La Mancha. Las cuadrículas en azul muestran las áreas relevantes de diversidad (ARD) seleccionadas según el Índice Combinado Estandarizado que incluyen el 100% de las especies. Las marcas rojas señalan la coincidencia de una infraestructura con un ARD.

Aunque la Red Natura 2000 mejora significativamente la protección del territorio respecto a la Red de ENP, sigue siendo insuficiente para garantizar la protección de todas las especies en Castilla-La Mancha. Es necesario que al menos 31 ARD incluyan nuevos espacios protegidos, si bien muchas de ellas estarán afectadas por las infraestructuras que se están desarrollando. La solución pasa por una planificación que haga compatible las redes de protección y las redes de infraestructuras, incluyendo la mitigación de impactos puntuales.

Diversidad de árboles deducida a partir de sus determinantes en un ecosistema tropical montano (Altos de Chiapas, México; Cayuela *et al.*, en prensa).

El ritmo de deforestación en algunas regiones tropicales exige intervenciones urgentes para conservar la biodiversidad, el funcionamiento ecológico y la provisión de bienes y servicios ambientales de los ecosistemas Lamb *et al.*, 2005). Sin embargo, la estimación directa de la biodiversidad en estas zonas presenta grandes dificultades metodológicas, especialmente por la carencia de datos de calidad sobre la distribución de las especies, la accesibilidad limitada y la escasez de medios técnicos y económicos para llevar a cabo estudios de campo de gran envergadura. En este contexto, la modelación de la biodiversidad a partir de sus determinantes puede ser una herramienta de gran utilidad en el diseño de estrategias horizontales de conservación.

Este trabajo estudia, como ejemplo ilustrativo, una zona de gran diversidad y heterogeneidad ambiental con una continua intensificación en el uso del territorio. Se pretendía encontrar un modelo predictivo de la diversidad de árboles (diversidad α) y la complementariedad de las comunidades de bosque (diversidad β). Para ello se identificaron, a partir de una serie de inventarios de campo, las variables que explicaban la mayor variabilidad en los patrones observados de diversidad α y β . El modelo resultante identificó cuatro variables (precipitación, temperatura, NDVI y grado de cubierta de la vegetación) como predictores relevantes de la diversidad de árboles. Utilizando Sistemas de Información Geográfica e imágenes de satélite, se extrapoló el modelo al conjunto de la región. Finalmente, se propuso una priorización de las áreas de mayor diversidad α dentro de cada una de los principales grupos florísticos (diversidad β , Fig. 5). Estos resultados pueden aplicarse en el diseño de estrategias de conservación que mitiguen el impacto de la deforestación y los cambios de uso del territorio sobre las áreas de mayor diversidad.

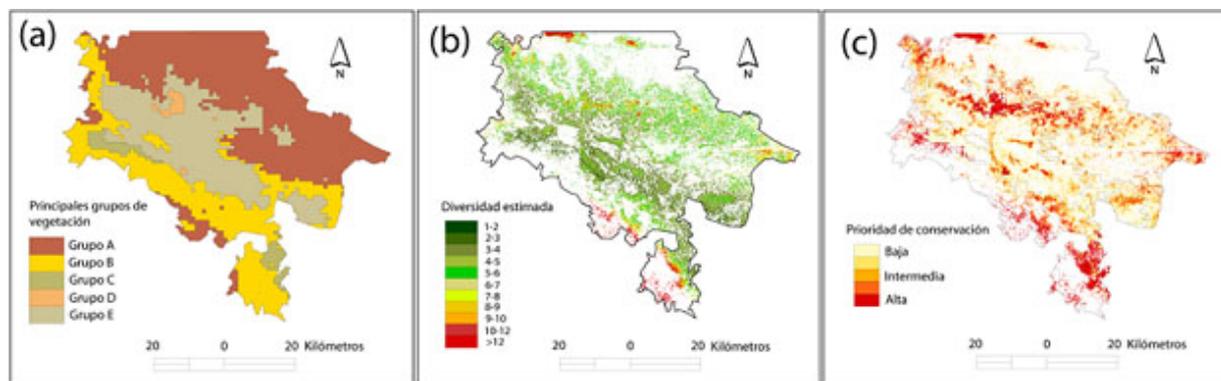


Figura 5. (a) Principales regiones florísticas en Los Altos de Chiapas, México. Estas regiones fueron definidas mediante una clasificación de inventarios de árboles que fue posteriormente extrapolada a todo el área de estudio utilizando un procedimiento CART (árbol de clasificación y regresión) con la temperatura media y la precipitación como variables de entrada; (b) Valores predichos de diversidad local de árboles (alpha de Fisher). Estos valores fueron predichos aplicando un modelo lineal (GLM); (c) Priorización de áreas para la conservación utilizando valores de diversidad y de complementariedad florística. Fuente: referencia (Cayuela *et al.*, en prensa).

Agradecimientos

Estas investigaciones han sido financiadas con los proyectos BIOCORES (INCO Contract ICA4-CT-2001-10095 de la UE), CGL2004-00355/BOS del Ministerio de Educación y Ciencia y GR/AMB/0757/2004 de la Comunidad de Madrid.

Referencias

Alliance for Zero Extinctions. 2006. URL: http://www.zeroextinction.org/AZE_report.pdf

Blanco, J. C. y González, J. L., 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. ICONA-Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España.

Cayuela, L., Rey Benayas, J. M., Justel, A. y Salas, J. (en prensa). Modelling tree diversity in a highly fragmented tropical montane landscape. *Global Ecology & Biogeography*.

Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Soberón, J., Salazar, I. y Fay, J. P. 2005. Global mammal conservation: what must we manage? *Science* 309: 603-607.

Constanza, R., Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. y van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Ehrlich, P. R. y Daily, G. C. 1993. Population extinction and saving biodiversity. *Ambio* 22: 64-68.

Fleishman, E., Noss, R. F. y Noon, B. R. (en prensa). Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators*.

Hagemeijer, W. J. M. y Blair, M. J. 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T. y A.D. Poyser Ltd./European Bird Census Council, London, UK.

Kati, V., Devillers, P., Dufrêne, M., Legakis, A., Vokou, D. y Lebrun, P. 2004. Hotspots, complementarity or representativeness? Designing optimal small-scale reserves for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 120: 471-480.

Kerr, J. T. y Cihlar, J. 2004. Patterns and causes of species endangerment in Canada. *Ecological Applications* 14: 743-753.

Lamb, D., Ereskine, P. D. y Parrotta, J. A. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310: 1628-1632.

Margules, C. R. y Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.

May, R. M. y Tregonning, K. 1998. Global Conservation and UK government policy. Pp. 287-301 in G.M. Mace, a. Balmford, and J.R. Ginsberg, editors. *Conservation in a changing world*. Cambridge University Press, UK.

Mitchell-Jones, A. J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P. J. H., Spitzenberger, F., Stubbe, J., Thissen, J. B. M., Vohralik, V. y Zima, J. 1999. *The Atlas of European Mammals*. T. And A. D. Poyser Ltd./Societas Europaea Mammalogica, London, UK.

Myers, N., Mittermeyer, R. A., Mittermeyer, C. G., da Fonseca, G. A. B. y Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Orme, C. D. L., Davies R. G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V. A., Webster, A. J., Ding, T., Rasmussen, P. C., Ridgely, R. S., Stattersfield, A. J., Bennett, P. M., Blackburn, T. M., Gaston, K. J. y Owens, I. P. F. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436: 1016-1019.

Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T. y Cliff, B. 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience* 47: 747-757.

Rey Benayas, J. M. y de la Montaña, E. 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation* 114: 357-370.

Rey Benayas, J. M., de la Montaña, E., Belliure, J. y Eekhout, X.R. (en prensa). Identifying areas of high herpetofauna diversity that are threatened by planned infrastructure projects in Spain. *J. Environmental Management*.

Terborgh, J. 1999. *Requiem for Nature*. Island Press, Washington, USA.