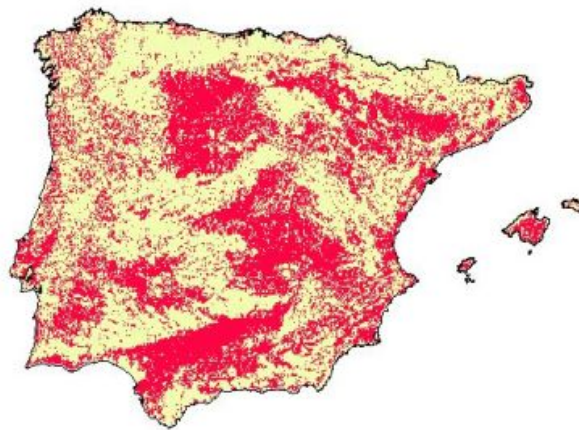


Santuarios y protección de la diversidad biológica: ¿Podemos seguir un criterio razonable?

Jorge M. Lobo

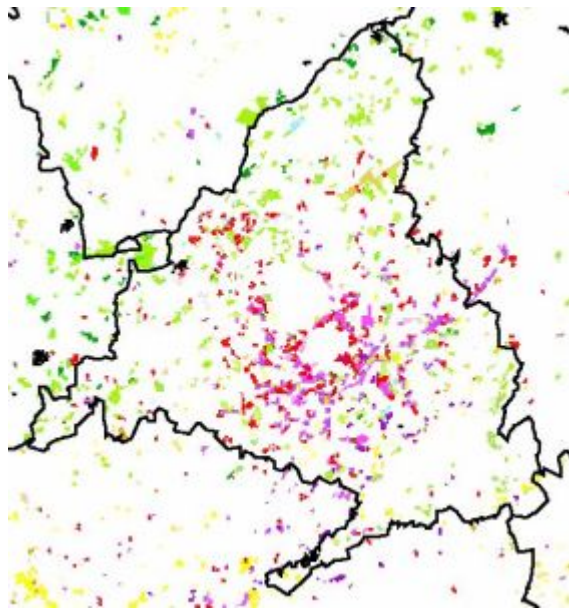
*Dep. Biodiversidad y Biología Evolutiva
Museo Nacional de Ciencias Naturales*

La profunda transformación ambiental que las actividades humanas han realizado sobre el planeta que habitamos está afectando los ciclos de los principales nutrientes y compuestos necesarios para el desarrollo de la vida; inyectando nuevos compuestos tóxicos de larga persistencia y simplificando, fragmentando y disminuyendo tenazmente los paisajes naturales. Estos son hechos contrastables y verificables tanto en la Península Ibérica como en el resto del planeta. Las actividades humanas se han apropiado de casi la mitad de la producción global de los sistemas ecológicos, ocupando las zonas de cultivo y los pastizales artificiales el 40% de toda la superficie del planeta (Foley *et al.*, 2005). En la Península Ibérica el panorama es muy similar. En el año 1990 el 42% del territorio ibérico eran zonas de cultivo, urbanas o industriales, impulsándose fuertemente desde entonces la urbanización, el abandono de tierras de cultivo y la degradación de las áreas arbustivas (ver CLC2000). España ya es el país más árido de Europa padeciendo un tercio de su superficie una alta tasa de erosión y desertización (ver PAND).



*Áreas de cultivo o con uso industrial y urbano
de la Península Ibérica (en rojo)*

Esta fuerte presión humana sobre las zonas más fértiles y accesibles provoca que, a partir de la promulgación de la Ley de Espacios Naturales Protegidos en 1975 se hayan creado un gran número de reservas de distinta naturaleza y reglamentación, hasta constituir el conjunto actual de 900 espacios naturales protegidos, los cuales representan el 9% del territorio en un galimatías de 40 figuras de protección diferentes (EUROPARC, 2003). Los espacios protegidos españoles se distinguen por su localización preferente en territorios poco productivos desde el punto de vista económico y desfavorecidos, características que han propiciado su conservación y protección. Así, algunas zonas montañosas, marismas y lagunas, junto a determinados terrenos de antigua titularidad pública constituyen actualmente el grueso del territorio que ha pasado a estar protegido. Además, estos espacios se encuentran aislados entre si e incomunicados con los planes de desarrollo y gestión del territorio donde se ubican (en las escasas ocasiones en que existen), poseen escasos recursos propios y Planes Rectores de Uso y Gestión tardíos o inexistentes (Trotito Vinesa *et al.*, 2005).



Áreas que han cambiado de uso en el periodo 1990-2000.

En rojo y violeta aparecen las nuevas zonas urbanas, comerciales e industriales. Este periodo se caracteriza en nuestro país por el crecimiento de estas áreas y de las zonas de cultivo, así como por la disminución de las zonas de matorral

Nuestra incapacidad e indolencia para establecer políticas públicas de protección integrales que abarquen a todo el territorio, se explica y entiende por la supeditación de las normativas de gestión del territorio a la poco transparente acción de los municipios (ver El Mundo, 2005). La ley que promueve medidas urgentes de liberalización en el sector inmobiliario y transportes aprobada en el 2003 (y antes el Real Decreto-ley 4/2000) ampara a los ayuntamientos para urbanizar todo lo que no esté legalmente protegido (Giménez Ferrer, 2003), siendo aprovechada esta coyuntura para promover la construcción olvidando la urbanización, cediendo la gestión del suelo a la iniciativa privada y a las fuerzas de un mercado urbanístico especulativo dominado por la entrada de capitales opacos y la galopante inflación del precio del suelo debida a la especulación (ver Redondo y López, 2001; Gaja i Díaz, 2005; Martínez Hinojal, 2005, Paricio, 2005; Roger, 2005 a y b). De este modo, durante el periodo 2000-2004 el porcentaje de la aportación inmobiliaria al crecimiento económico de nuestro país ha aumentado hasta el 31% (Ruiz, 2005) y el crecimiento urbanístico ha sido cinco veces superior al incremento poblacional (GREENPEACE, 2005). La consecuencia ambiental de esta política urbanística que permite incluir a casi cualquier espacio dentro de la categoría de urbanizable es la creación de santuarios en los que la influencia humana se regula, en mayor o menor medida. Espacios considerados naturales que, tras su declaración institucional como tales, ejercen de polo de atracción para nuevas inversiones urbanísticas (ver Elbersen, 2005). Sólo en los Parques Nacionales españoles el número de visitantes se ha duplicado en los últimos diez años (10 millones de visitantes, ver Trotito Vinuesa *et al.*, 2005). Si la noción de espacio aislado y protegido de un entorno urbanizable y desconectado del conjunto de procesos que afectan y conforman el denominado medio ambiente es ilusoria (Sastre *et al.*, 2002), incentivar la estructura económica de estas regiones generalmente poco productivas mediante el crecimiento desmesurado de la infraestructura hotelera y turística está convirtiendo a estos territorios en "parques temáticos", modificando las prácticas agrícolas y ganaderas seculares que estaban en la base de la propia diversidad biológica de estas comarcas (Bernaldez, 1991). Desde comienzos del Neolítico la acción humana se apropió de los valles y las zonas fértiles, estando la tensión campo-ciudad en el origen de la degradación ambiental y la erosión (Aledo Tur, 1999). En nuestro país este efecto se hace especialmente patente con el crecimiento de la industria turística desde los años 50. Nuestro litoral posee una densidad de población cinco veces superior al interior y, además, soporta 50 millones de visitantes anuales. Actualmente, aunque el 90% del litoral español sufre problemas de regresión, solo en el 2004 se han construido en él más de 760.000 nuevas viviendas (GREENPEACE, 2005). El sector turístico codicia ahora los espacios interiores que poseen algún resto de naturalidad, en un proceso de búsqueda que termina por convertir las zonas naturales remanentes en paraísos perdidos. Podríamos preguntarnos, por tanto, si la instauración de

santuarios naturales busca, en realidad, delimitar aquellas áreas que pueden ser objeto de explotación económica. Si no se trata más bien de certificar que la mayoría del país puede ser urbanizable y susceptible de aprovechamiento sin otra consideración que el beneficio a corto plazo de unos pocos.

¿Cómo se ha decidido y se decide entonces la ubicación de los espacios naturales a proteger? Si el sistema económico imperante no es capaz de promover políticas respetuosas con el medio ambiente y la protección de la diversidad biológica se basa, fundamentalmente, en la protección de determinados territorios, no cabe duda de que el proceso de selección de estas reservas es fundamental. Sin embargo, como ocurre generalmente (Margules y Pressey, 2000; Cabeza y Moilanen, 2001), las razones para la creación de los espacios protegidos son muy variadas y a menudo contingentes y subjetivas. Sólo dos principios altruistas parecen haber impulsado la estrategia de creación de estas reservas: el de proteger a determinadas especies, generalmente vertebrados, vulnerables o en peligro de extinción, y el de crear una red capaz de representar los principales ecosistemas y regiones naturales (EUROPARC, 2003). Tanto en la Unión Europea (EEA, 1999 y 2002) como en nuestro país, las estrategias de protección se basan en el supuesto de que las variaciones ambientales y paisajísticas están íntimamente relacionadas con la diversidad biológica (Faith y Walter, 1996) y, por lo tanto, en la creencia científicamente infundada de que identificando y conservando un conjunto de áreas que representen la variabilidad ambiental del territorio se garantiza la protección de las especies. Puede y debe protegerse un paisaje o un territorio por sus valores culturales, naturales o paisajísticos, pero también deben realizarse selecciones de áreas a proteger teniendo en cuenta la información de las propias especies. Diseñar una red de reservas naturales con el propósito de abarcar la mayor parte de la variabilidad ambiental de un territorio no puede garantizar la protección de las especies (los actores de las relaciones ecológicas) porque la acción de factores tipo histórico promueve la existencia de especies diferentes en territorios ambientalmente similares (Araújo *et al.*, 2001).

Cualquier selección de las áreas naturales a proteger debe basarse en criterios razonables, científicos y, sobre todo, reproducibles (Margules y Pressey, 2000). Debe ser posible obtener similares selecciones partiendo de la misma información y reproducir el proceso cuantas veces sea necesario a medida que los datos ambientales y biológicos mejoren o cambien. La ciencia de la conservación maneja desde hace años diversas técnicas capaces de identificar el mínimo conjunto de unidades espaciales capaces de incorporar la variabilidad ambiental del territorio y también de representar las distintas poblaciones de las especies que lo habitan (Cabeza y Moilanen, 2001; Carrascal y Lobo, 2003; Lobo y Araújo, 2003; Hortal y Lobo, 2005). Sin embargo, desafortunadamente, la incomunicación entre gestores y científicos parece impedir la puesta en práctica de estas aproximaciones.

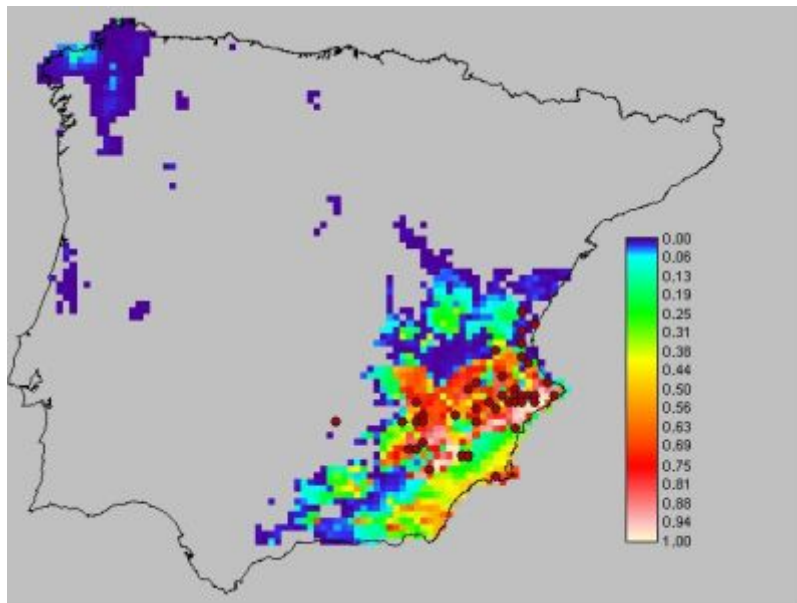
Los ecosistemas, como los hábitats y las comunidades, son entidades transitorias en las que los actores biológicos pueden cambiar con el tiempo y diferir en el espacio. De este modo, decidir la ubicación de los espacios a proteger teniendo en cuenta la distribución de los sistemas ecológicos o cualquier tipo de regionalización ambiental, son aproximaciones que no garantizan una correcta conservación de los actores de esos procesos cuya protección constituye el verdadero reto de la denominada Crisis de la Biodiversidad: las especies. En el mejor de los casos, las reservas naturales se determinan considerando la información biológica de una fracción muy reducida de especies (generalmente vertebrados y, frecuentemente, aves), cuando no por factores económicos, sociales o políticos. Aunque es posible que protegiendo los principales hábitats de un país, sus paisajes singulares y menos perturbados o los territorios en donde habitan las especies de vertebrados amenazadas, se garantice una buena protección para una parte considerable del total de sus especies, eso es sólo una suposición que necesita comprobarse (Simberloff, 1998). Es dudoso que los patrones de distribución de diferentes grupos biológicos sean similares entre sí, invalidando la utilidad de uno sólo de ellos como único indicador de los patrones de variación de la biodiversidad (Hopkinson *et al.*, 2001).

Es muy probable que el número de patrones de distribución presentes en una región sea limitado y, debido a ello, puede que utilizar un número reducido de grupos que representen los diferentes roles ecológicos y patrones biogeográficos presentes en la región sea capaz de representar al conjunto de la diversidad biológica. Sin embargo, esta aproximación no puede llevarse a cabo debido al desconocimiento taxonómico y biogeográfico que poseemos sobre la mayoría de los organismos vivos. Más del 80% de todos los seres vivos son invertebrados, un patrón que también se repite en la Península Ibérica (Ramos *et al.*, 2001), en donde todavía se carece de obras de referencia que permitan la identificación de una buena parte de estas especies y, por supuesto, se desconoce la distribución geográfica real de la inmensa mayoría de ellas (Martín-Piera y Lobo, 2000).

¿Qué hacer en este caso? Primero y principal, recopilar la ingente cantidad de información taxonómica y faunística que hemos almacenado en la bibliografía y las colecciones de historia natural desde hace décadas. Aprovechando las nuevas posibilidades informáticas, numerosas iniciativas internacionales están dedicadas a este propósito, entre las de destaca GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*), una red transnacional descentralizada de bases de datos de biodiversidad a la que recientemente se ha añadido el nodo español (<http://www.gbif.es/Gbif.es.php>). Desafortunadamente, aunque consigamos compilar toda la información biológica existente los sesgos geográficos y taxonómicos son tan grandes que resulta necesario, o bien planificar nuevos muestreos que maximicen nuestro conocimiento de la variabilidad espacial de la biodiversidad (Hortal y Lobo, 2005), o extrapolar el conocimiento sobre la distribución de las especies en las áreas bien muestreadas al resto del territorio (Lobo, 2000; Hortal y Lobo, 2002; Lobo y Hortal, 2003). Al igual que poseemos una red de observatorios climatológicos repartida por todo el territorio nacional, deberíamos utilizar los espacios protegidos para realizar inventarios biológicos estandarizados cada cierto tiempo.

El reto es, pues, predecir lo que desconocemos, es decir, aproximarnos a un conocimiento fiable de la distribución geográfica de la diversidad biológica en ausencia de datos exhaustivos. Desde comienzos de los años 90, la rápida aparición de nuevas técnicas y herramientas, como los ordenadores personales, los sistemas de Bases de Datos, los Sistemas de Información Geográfica, la Geoestadística y los paquetes de análisis estadístico, han dotado a los científicos del medio ambiente de gran poder de computación y potentes herramientas de análisis espacial, facilitando el tratamiento de información ambiental georeferenciada de alta calidad y la elaboración de modelos predictivos (ver <http://www.wiz.uni-kassel.de/ecobas.html>). La utilización de estas nuevas técnicas es probablemente la única alternativa razonable para obtener resultados fiables a medio plazo. Se trata de aplicar estas herramientas estadísticas, informáticas y geográficas sobre la información biológica disponible para elaborar predicciones razonables que nos permitan estimar la distribución de la diversidad biológica, aunque nuestra información de partida sea parcial. Esta opción fue propuesta y realizada hace más de 20 años y sus posibilidades quedan patentes en un gran número de trabajos recientemente aparecidos.

A partir de la información biológica sobre la presencia-ausencia de cada especie en un territorio dado, y diversa información ambiental (altitud, clima, geología, etc.), pueden elaborarse modelos predictivos para cada una de las especies individualmente (por ejemplo, Manel *et al.*, 1999). Existen diversas herramientas estadísticas más o menos complejas como las regresiones logísticas, el análisis discriminante, los árboles de clasificación y regresión, las redes neuronales o los algoritmos genéticos (Guisan y Zimmermann, 2000), que pueden permitirnos elaborar ecuaciones en las que las variables ambientales elegidas, actúan como predictores de la presencia de la especie en cuestión, asignando una probabilidad de aparición a cada unidad espacial y obteniéndose una representación cartográfica fiable para el conjunto del territorio a partir de datos fragmentarios.



Distribución conocida (puntos rojos) y probabilidad de presencia de una especie de Coleóptero endémico de la Península Ibérica (*Thorectes hernandesi*) tras elaborar un modelo predictivo de distribución incluyendo varias variables ambientales, topográficas, geológicas y espaciales en un análisis de regresión logística.

En el caso de no disponer de información fiable sobre las unidades espaciales en las que la especie no esté presente (las ausencias o ceros), pueden elaborarse modelos predictivos de distribución mediante algunas herramientas estadísticas que permiten estimar la distribución a partir únicamente de la información sobre las presencias (ver por ejemplo Chefaoui *et al.*, 2005). Las aproximaciones a partir de datos de presencia o presencia-ausencia presentan el inconveniente de que tan sólo nos permiten inferir estimas de las distribuciones de las especies una a una, de modo que obtener predicciones de atributos como riqueza de especies, rareza, endemidad, etc., sólo es posible a partir de la suma de las distribuciones individuales predichas. Desgraciadamente, ello significa excluir todas aquellas especies con escasa o nula información. Es decir, las especies raras que, generalmente, son responsables de un porcentaje importante de la diversidad total. Una posible alternativa en este caso es elaborar modelos predictivos sobre variables continuas del tipo número de especies o rareza, seleccionando previamente las unidades espaciales con inventarios bien establecidos. Las posibilidades, dificultades y técnicas aplicables para la realización de estos modelos en la Península Ibérica y Francia han sido descritas en diversos trabajos (Hortal *et al.*, 2001, 2004, Lobo y Martín-Piera, 2002; Lobo *et al.*, 2002 y 2004) y la conclusión es que poseemos las herramientas adecuadas para elaborar cartografías fiables que reproduzcan la distribución de las especies y la de los principales atributos que representan la diversidad biológica.

La realización de estos mapas predictivos para distintos grupos taxonómicos que representen diferentes modos de obtención de energía y estén bien distribuidos dentro del árbol de la vida, nos puede permitir evaluar la capacidad de los espacios naturales protegidos para conservar los verdaderos actores de la diversidad biológica, y determinar qué áreas es conveniente añadir a este sistema de reservas para preservar todas las especies presentes en una región determinada, utilizando incluso como criterio los costes de adquisición del terreno o creando redes de conectividad que permitan minimizar el riesgo de determinados impactos ambientales.

Cuando se ponga en marcha la propuesta española de la Red Natura 2000, alrededor del 22% de la superficie española se encontrará protegida y desconocemos cual es la capacidad de estos espacios protegidos para representar y conservar la diversidad biológica de nuestro país. Si el resto del territorio es considerado urbanizable o no se establecen conexiones que garanticen la dispersión de las especies, es posible que nuestras decisiones produzcan un daño irreversible. En todo caso, la puesta en marcha de esta red de espacios protegidos debe de ir acompañada de planes de actuación territorial que permitan compatibilizar desarrollo y protección, mediante un programa de actuación acorde a las necesidades y características del territorio. El 80% de nuestro país es todavía rural y la comercialización de

la agricultura (MacDonald, *et al.* 2000) y las políticas hasta ahora puestas en marcha no palian, sino que promueven, el abandono rural manifestado desde los años 60. El abandono del dominio público y la participación de las compañías privadas en el desarrollo económico español han sido tan notables que son objeto de atención internacional (Bakker, 2002; Megginson y Netter, 2001). Trasladar este modelo de actuación al mundo rural puede suponer cercenar toda posibilidad de crear un modelo de desarrollo sostenible, creando graves trastornos ambientales, sociales y económicos.

Referencias

- Aledo Tur, A. (1999). Desertificación y urbanización: el fracaso de la utopía. Ciudades para un futuro más sostenible. *Boletín CF+S*. Número 9. Abril.
- Araújo, M. B. *et al.*, (2001) Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity? *Ecography* 24: 103-110.
- Bakker, K. (2002). From state to market? Water *Mercantilización* in Spain. *Environment and Planning* 34: 767-790.
- Bernáldez, F.G. (1991). Ecological consequences of the abandonment of traditional land-use systems in Central Spain. *Options Méditerranéennes* 15: 23-29.
- Cabeza, M. y Moilanen, A. (2001) Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 242-248.
- Carrascal, L. M. y Lobo, J. M. (2003) Respuestas a viejas preguntas con nuevos datos: estudio de los patrones de distribución de la avifauna española y consecuencias para su conservación. En: Martí, R. y del Moral, J. C. (eds.), *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de la Naturaleza/Sociedad Española de Ornitología, pp.651-668.
- Chefaoui, R.M. *et al.*, (2005) Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status of Iberian *Copris* species in central Spain. *Biological Conservation* 122: 327-338.
- CLC2000. Corine land Cover 2000. European Environment Agency
- EEA. (1999) Corine Biotopes.
- EEA. (2002) Nature conservation. Annual topic update 2000.
- El Mundo (2005) 380, 28/01
- Elbersen, B. (2005). Combining Nature Conservation and Residential Development in the Netherlands, England and Spain. *Journal of Environmental Planning and Management* 48: 37-63.
- EUROPARC (2003). Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos.
- Faith, D. P. y Walker, P. A. (1996) Environmental diversity: on the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity set of areas. *Biodiversity and Conservation* 5: 399-415.
- Foley, J.A. *et al.* (2005) Global Consequences of Land Use. *Science* 309: 570-574.
- Gaja i Díaz, F. (2005) El suelo como excusa: el desarrollismo rampante. *Boletín CF+S* 29/30, Junio.
- Giménez Ferrer, J.M. (2003). La consideración del suelo no urbanizable en el actual marco urbanístico de aplicación en el estado español: discrecionalidad municipal y riesgo de avenidas. *Boletín de la A.G.E.* 35: 223-245.
- GREENPEACE (2005). Destrucción a toda costa. Informe sobre la situación del litoral español.
- Guisan, A. y Zimmermann, N. E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Hopkinson, P. *et al.* (2001) Flexibility and the use of indicator taxa in the selection of sites for nature reserves. *Biodiversity and Conservation* 10: 271-285.
- Hortal, J. *et al.*, (2001). Forecasting insect species richness scores in poorly surveyed territories: the case of the Portuguese dung beetles (Col. Scarabaeinae). *Biodiversity and Conservation* 10: 1343-1367.
- Hortal, J. y Lobo, J. M. (2002) Una metodología para predecir la distribución espacial de la diversidad biológica. *Ecología (n.s.)* 16: 151-178.
- Hortal, J. y Lobo, J. M. (2005) An ED-based protocol for optimal sampling of biodiversity. *Biodiversity and Conservation* (in press)

- Hortal, J., *et al.*, (2004) Butterfly species richness in mainland Portugal: Predictive models of geographic distribution patterns. *Ecography* 27: 68-82.
- Lobo, J. M. *et al.*, (2002) Modelling the species richness of French dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) and delimiting the predictive capacity of different groups of explanatory variables. *Global Ecology and Biogeography* 11: 265-277.
- Lobo, J. M. *et al.*, (2004) Modelling the species richness distribution for French Aphodiidae (Coleoptera, Scarabaeoidea). *Ecography* 27: 45-156.
- Lobo, J. M. y Araújo, M. B. 2003. La aplicación de datos faunísticos para el diseño de redes de reservas: el caso de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica. *Graellsia* 59: 399-408.
- Lobo, J. M. y Hortal, J. (2003) Modelos predictivos: Un atajo para describir la distribución de la diversidad biológica. *Ecosistemas*, 2003/1.
- Lobo, J. M. y 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: 158-173.
- Lobo, J.M. (2000). ¿Es posible predecir la distribución geográfica de las especies basándonos en variables ambientales? En: F. Martín-Piera, J.J. Morrone & A. Melic (eds), *Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PRIBES 200. m3m-Monografías Tercer Milenio, Vol. 1, Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza*, pp. 55-68.
- MacDonald, D. *et al.* (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* 59: 47-69.
- Manel, S. *et al.*, (1999) Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds. *Journal of Applied Ecology* 36: 734-747.
- Margules, C. R. y Pressey, R. L. (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Martínez Hinojal, F. (2005) Mentiras sobre suelo y vivienda. Diez típicas falacias sobre el suelo y la vivienda protegida. *Boletín CF+S* 29/30, Junio.
- Martín-Piera, F. & Lobo, J.M. (2000). Diagnóstico sobre el conocimiento sistemático y biogeográfico de tres órdenes de insectos hiperdiversos en España: Coleoptera, Hymenoptera y Lepidoptera. En: F. Martín-Piera, J.J. Morrone & A. Melic (eds), *Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PRIBES 200. m3m-Monografías Tercer Milenio, Vol. 1, Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza*, pp. 287-308.
- Megginson, W.L y J.M. Netter (2001) From State to Market: A Survey of Empirical Studies on Privatization. *Journal of Economic Literature* 34: 321-389.
- PAND. Programa de Acción Nacional contra la Desertificación. Ministerio de Medio Ambiente.
- Paricio, I. (2005) La vivienda y el 'tocomocho'. *El País* 17/05.
- Ramos, M. *et al.*, (2001) Ten years inventorying the Iberian Fauna: Results and perspectives. *Biodiversity and Conservation* 10: 19-28.
- Redondo, J.A. y López, M.C. (2001) La demanda de crédito hipotecario en España: especial referencia a la situación gallega. *Revista Galega de Economía*, 10: 1-17.
- Roger, G. (2005a) ¿La tierra para el que la reclasifica? *El País* 06/05.
- Roger, G. (2005b) Derecho a especular. *El País* 30/06.
- Ruiz, J.J. (2005). *El País* 10/08.
- Sastre, P., *et al.*, (2002). Modelos de conectividad del paisaje a distintas escalas. Ejemplos de aplicación en la Comunidad de Madrid. *Ecosistemas* 2002/2
- Simberloff, D. (1998) Flagships, umbrellas and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Troitiño Vinuesa, M.A. *et al.* (2005) Los espacios protegidos en España: significación e incidencia. *Boletín de la A.G.E.* 39: 227-265.