

# Funcionamiento ecosistémico y evaluación de prioridades geográficas en conservación

J. Cabello <sup>1</sup>, D. Alcaraz-Segura <sup>2</sup>, A. Altesor <sup>3</sup>, M. Delibes <sup>4</sup>, S. Baeza <sup>3</sup>, E. Liras <sup>1</sup>

(1) Dpto. Biología Vegetal y Ecología, Centro Andaluz para la Evaluación y Seguimiento del Cambio Global, Universidad de Almería, 04120, Almería, España.

(2) Dept. of Environmental Sciences, University of Virginia. Clark Hall, Charlottesville, VA 22904, Virginia, USA.

(3) Dpto. de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay.

(4) Dpto. Biología Aplicada, Estación Biológica de Doñana, CSIC. Pabellón del Perú. E-41013 Sevilla, España.

➤ Recibido el 10 de septiembre de 2008, aceptado el 25 de septiembre de 2008.

**Cabello, J., Alcaraz-Segura, D., Altesor, A., Delibes, M., Baeza, S., Liras, E. (2008). Funcionamiento ecosistémico y evaluación de prioridades geográficas en conservación. *Ecosistemas* 17(3):53-63.**

En este artículo mostramos el potencial de técnicas de teledetección, basadas en la descripción de atributos funcionales de los ecosistemas, para la resolución de cuestiones propias de la biología de la conservación. Para ello se presentan los análisis realizados para la evaluación de la representatividad de las redes de áreas protegidas de España y Uruguay. En dichos estudios se partió de la identificación del espacio funcional (aproximación en continuo) definido por los valores que la vegetación natural de cada país muestra para dos atributos derivados de índices de vegetación espectrales (IV). Dichos índices fueron, la media de IV (IV-I), un estimador de la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por el canopy, y el RREL, un estimador de la estacionalidad en la intercepción de la radiación. El espacio funcional así identificado constituye una forma rápida de describir la variabilidad ecosistémica completa de la región de referencia frente a la cual evaluar la representatividad de las redes, ya que las variables empleadas para ello están relacionadas con la respuesta que los ecosistemas muestran frente al gradiente ambiental completo de una región. De esta manera, mediante una metodología común, los análisis no sólo identifican los parques comunes o singulares protegidos de cada país, sino que también permiten obtener una visión rápida de los huecos existentes en ambas redes y qué tan redundantes o complementarios son en el contexto nacional del funcionamiento ecosistémico.

Palabras clave: Análisis de huecos, índices de vegetación, fRFAA, Parques Nacionales, representatividad, singularidad.

**Cabello, J., Alcaraz-Segura, D., Altesor, A., Delibes, M., Baeza, S., Liras, E. (2008). Ecosystem functioning and geographic conservation priorities assessment. *Ecosistemas* 17(3):53-63.**

This article shows the potential of remote sensing techniques, based on the descriptions of ecosystem functional attributes, to solve classical questions of conservation biology. We present an analysis aimed to evaluate how the protected area networks in two countries, Spain and Uruguay, represent the national ecosystems diversity. First, we identified the functional space (continuum approach) of natural vegetation in each country, using two functional attributes derived from vegetation indices (VI), mean VI (VI-I) and relative range (RREL). The VI-I is an estimator of the fraction of photosynthetic active radiation absorbed by the canopy, and the RREL is a surrogate of the seasonality of radiation interception. The functional space defined in this way constitutes a rapid way to describe the whole ecosystems variability within a region. Moreover, it allows the evaluation of the representation of the network, as the used variables are related to ecosystems' response to the regional environmental gradient. Thus, this methodology identifies not only the common and singular protected areas in each country, but also the gaps in the network, and how redundant or complementary are the protected areas in the national context of ecosystem functioning.

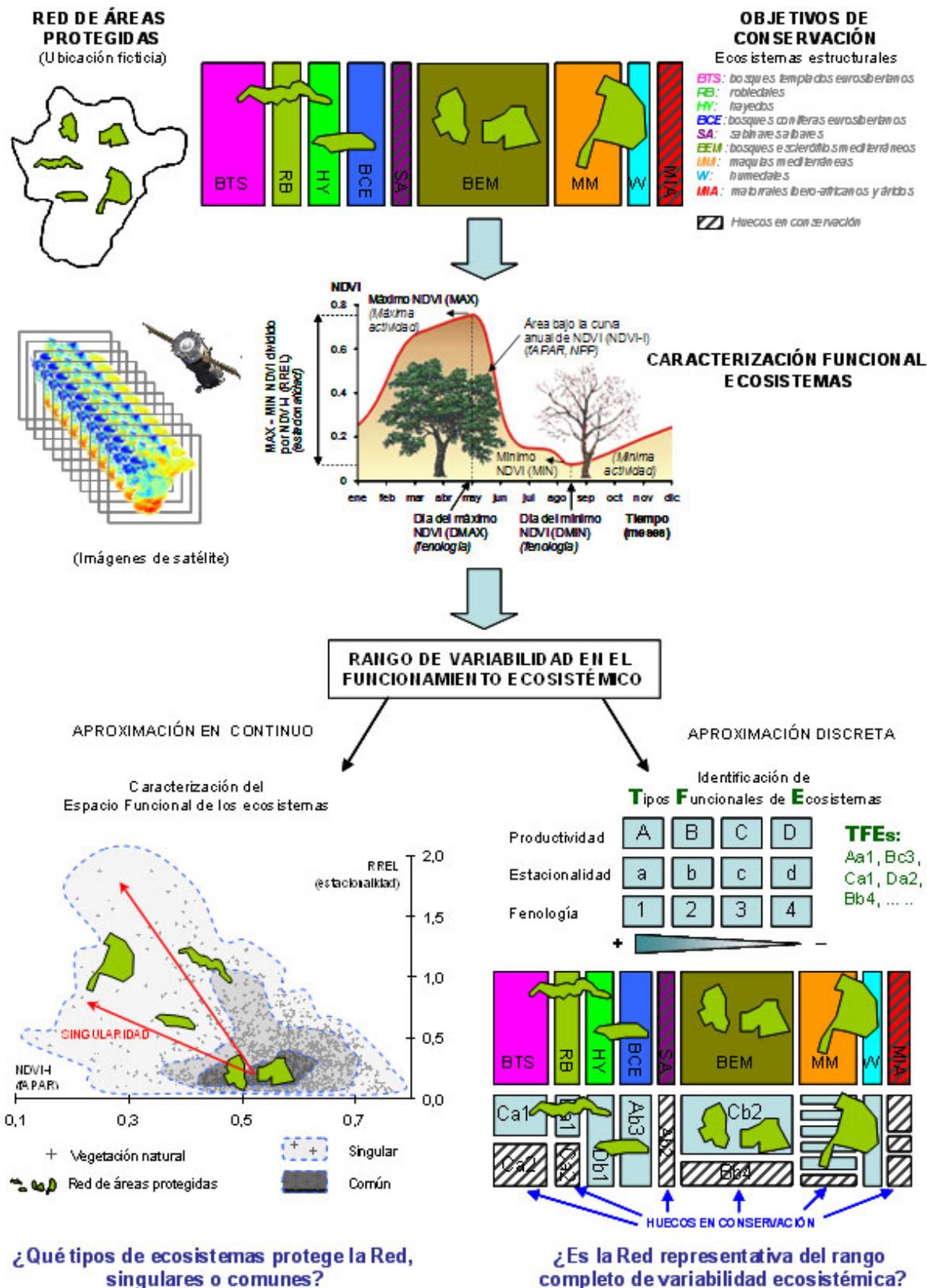
Key words: Gap analysis, vegetation index, fAPAR, national parks, representativeness, singularity.

## Introducción

La biología de la conservación es un campo científico joven que aún enfrenta importantes desafíos. El estudio de los efectos del cambio global sobre la biodiversidad, la valoración de los servicios ecosistémicos, o una mayor aceptación social de los

esfuerzos de protección, demandan la incorporación de nuevos criterios en los esquemas de planificación de la conservación. Gran parte de esta demanda se asocia a la falta de herramientas que permitan considerar los procesos ecológicos en la toma de decisiones y los estudios de conservación. Las aplicaciones ecológicas de la teledetección pueden contribuir a rellenar este hueco, ya que entre ellas figuran la generación de índices que permiten describir el funcionamiento de los ecosistemas (ver Garbulsky et al. 2008; Paruelo 2008 y Yebra y Chuvieco 2008, en este número), lo que subyace a la dinámica de dichos procesos ecosistémicos.

El índice espectral más ampliamente usado en los estudios ecológicos, el Índice de Vegetación Normalizado (IVN, NDVI en inglés), constituye la base de las aproximaciones más difundidas para la estimación sobre grandes extensiones de la productividad primaria neta (PPN) (Smith y Smith 2007). Partiendo de este hecho, es fácil considerar que el IVN puede ser un atributo clave en los estudios de conservación, tanto en los dedicados a las especies, como en aquellos otros destinados a la evaluación de áreas. Este índice ya ha sido exitosamente usado para informar sobre la densidad y distribución de las poblaciones de especies de herbívoros y carnívoros (Pettorelli et al. 2005), lo que en la práctica representa una forma de abordar cuestiones relacionadas con especies amenazadas, carismáticas o paraguas. Por otro lado, éste y otros índices (e.g. EVI, albedo, temperatura superficial, ver Paruelo, 2008 en este número), también han sido empleados en el análisis de espacios protegidos. La identificación de la variabilidad estacional e interanual del funcionamiento de los ecosistemas bajo protección (Alcaraz-Segura et al. 2008a) es posible gracias a la frecuencia (10-15 días) y antigüedad (series temporales de hasta 30 años) con que se dispone de imágenes de satélite. Ello puede ser empleado para caracterizar el comportamiento de áreas de referencia bajo condiciones de mínima o nula perturbación antrópica frente a las que valorar el impacto del cambio global (Garbulsky y Paruelo 2004), o el efecto de las políticas de conservación y gestión (Alcaraz-Segura et al. 2008a). Además, mediante el empleo de índices espectrales es posible evaluar el funcionamiento de los Parques en relación a los contextos nacional, continental o global en los que se encuentran, lo que representa una aproximación a las evaluaciones de representatividad de redes de espacios protegidos (**Fig. 1**).



**Figura 1.** Aproximaciones a la evaluación de la representatividad de redes de espacios protegidos basadas en la caracterización funcional de ecosistemas mediante atributos derivados de índices de vegetación (IV) espectrales. En la “aproximación en continuo” la caracterización del funcionamiento ecosistémico es asumida como una función que toma valores continuos para los atributos funcionales estudiados (fRFAA –en inglés fAPAR- y estacionalidad). La “aproximación discreta” se basa en la identificación de tipos funcionales de ecosistemas a partir de la categorización de los valores encontrados para atributos funcionales relacionados con la productividad, estacionalidad y fenología de la vegetación (ver Alcaraz-Segura et al. 2006). Mientras que la primera aproximación permite identificar la singularidad de los ecosistemas, la segunda permite identificar como huecos en conservación aquellos

*ecosistemas con comportamientos funcionales diferenciados no protegidos aún por la red. El NDVI-I (en español IVN-I), es un estimador de la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por el canopy (fRFAA), y constituye un subrogado de la productividad de los ecosistemas. RREL es un estimador de la estacionalidad en la interceptación de la radiación. Ambos atributos sintetizan aspectos claves de las ganancias de C de los ecosistemas. La imagen empleada para describir la curva estacional del NDVI está tomada de <http://lechusa.unsl.edu.ar/?view=mapas>.*

La evaluación de la representatividad constituye un objetivo central si se quiere asegurar la efectividad de las redes de reservas en la protección de los ecosistemas de una región (Margules y Usher 1981; Franklin 1993; Margules y Pressey 2000). La claridad e inmediatez de esta encomienda es tal que ha sido asumida fácilmente por las legislaciones ambientales nacionales (e.g. Ley española 4/1989 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres). Sin embargo, su aplicación a partir de los componentes estructurales de los ecosistemas (biomas, hábitats, especies) presenta limitaciones que hacen compleja su aplicación. Un problema inicial es la ausencia de datos del contexto (Mackey et al. 1989). Para saber si una red de reservas está protegiendo el rango completo de variación ecosistémica de una región o país, es necesario conocer y describir tal rango. Este problema se puede resolver mediante la regionalización ambiental del área geográfica de referencia a partir de variables abióticas (Belbin 1993; Mackey et al. 1989). No obstante, ello requiere un gran volumen de información ambiental, lo que es una limitación para muchos países, además de asumir que los ecosistemas presentes corresponden a situaciones poco perturbadas ("naturales"). Por otro lado, la identificación de ecorregiones a partir de la descripción de la estructura de la vegetación y sus cartografías derivadas (e.g. Olson y Dinerstein 1998), tampoco está exenta de dificultades. La escasa representación cartográfica de los sistemas raros, las limitaciones económicas y de tiempo para los muestreos, o la necesidad de encontrar medidas con capacidad para separar comunidades no análogas (e.g. Reis et al. 2008), representan las más inmediatas. En cualquier caso, los esquemas de regionalización identificados son difíciles de extrapolar, complicando la definición de responsabilidades en conservación de los países a nivel internacional (e.g. Red Natura 2000). Finalmente, una vez identificadas las unidades geográficas existentes en la región, es necesario encontrar medidas que permitan estimar su particularidad ecosistémica (e.g. Overton y Leathwick 2001). Estas medidas deberían estar basadas en propiedades relevantes de los ecosistemas, que permitieran situar a los lugares en el rango de variación ambiental regional e identificar su grado de singularidad (Austin y Margules 1986).

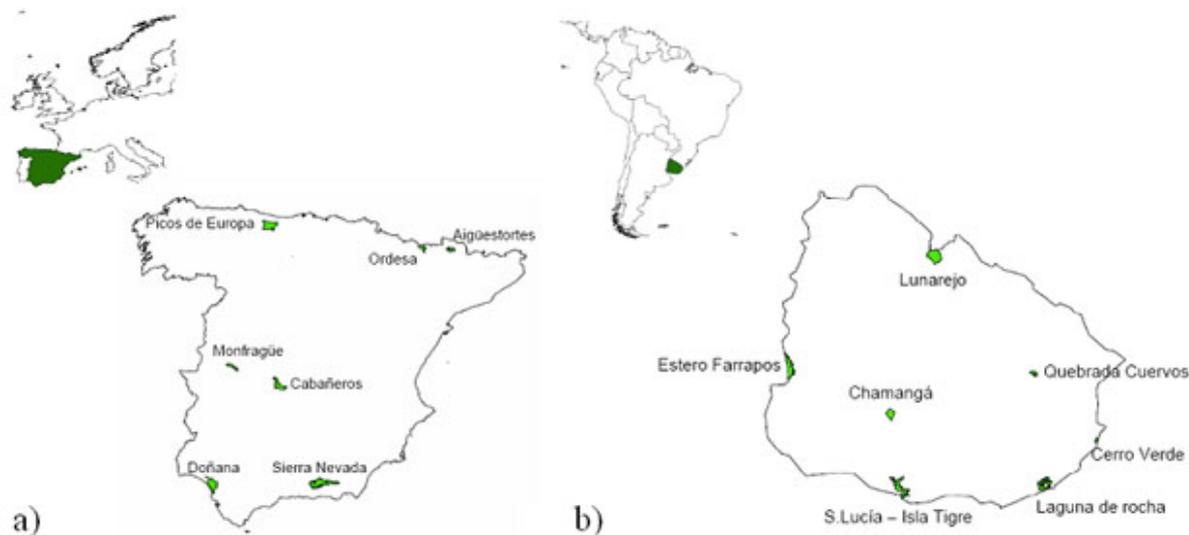
Una forma de hacer frente a estas limitaciones es mediante la caracterización funcional de los ecosistemas (**Fig.1**). El reconocimiento de tipos funcionales de ecosistemas en un país (ver Alcaraz-Segura et al. 2006 y Baeza et al. 2006), constituye una aproximación discreta a la identificación como huecos en conservación de aquellos ecosistemas con comportamientos funcionales diferenciados no protegidos aún por la red. Las clasificaciones de tales unidades funcionales representan esquemas objetivos que describen de una manera rápida y económica la heterogeneidad de ecosistemas del país de referencia. Además, la relación entre tipos estructurales y tipos funcionales de ecosistemas no es directa (Alcaraz-Segura et al. 2006). De esta forma, la búsqueda de la representación de éstos últimos en las redes de reservas enfatiza sobre la conservación de procesos ecológicos frente a la presencia de componentes estructurales (biomas, hábitats, especies). De otro lado, la caracterización del funcionamiento ecosistémico como una función continua (Aproximación en continuo), identifica como singulares a aquellos parques que protegen ecosistemas con comportamientos funcionales alejados de los más comunes.

Para mostrar el potencial de la incorporación de medidas relacionadas con el funcionamiento de los ecosistemas derivadas de herramientas de teledetección (ver Paruelo 2008) en la evaluación de la representatividad de las redes de áreas protegidas, en este artículo presentamos los análisis (Aproximación en continuo, **Fig. 1**) llevados a cabo en España (Alcaraz-Segura 2008) y Uruguay (Paruelo et al. 2007). En ambos casos las redes han sido evaluadas en el contexto del espacio funcional definido por los valores que la vegetación natural (i.e. de la que no se tiene evidencia que haya sido introducida por el hombre) muestra para dos atributos derivados de índices de vegetación espectrales. Ambos atributos sintetizan aspectos claves de las ganancias de C de los ecosistemas. Las evaluaciones realizadas permitieron obtener una visión rápida de los huecos existentes en ambas redes y cuán redundantes o complementarios son los parques en cada contexto nacional.

## Evaluación de la representatividad de los sistemas de áreas protegidas de España y Uruguay

El objetivo de la Red de Parques Nacionales de España (**Fig. 2**) es proteger las mejores muestras de los principales sistemas naturales españoles (Ley 4/1989 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres). Aunque esta es una red consolidada (**Tabla 1**), la consecución de este objetivo requiere la revisión de su estructura a la luz de los criterios de maximización de la biodiversidad en los que se inspira hoy día la conservación ex situ (representatividad, complementariedad, irremplazabilidad, etc). Uruguay en cambio, está diseñando un sistema de Parques Nacionales (Sistema Nacional de Áreas Protegidas, SNAP) ([www.snap.gub.uy](http://www.snap.gub.uy)) a partir de espacios protegidos de diferente naturaleza ya existentes (**Tabla 1**). La puesta en marcha del SNAP busca dar protección a los ecosistemas naturales más representativos del país (*Fortalecimiento de Proceso de Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay Documento de Proyecto*, 2007). Dada la homogeneidad fisonómica de la mayoría de los tipos de vegetación (70% pastizales) que caracterizan estos ecosistemas, la diferencia que presentan en composición de especies asociada a la tipología de suelo no

ha podido ser documentada cartográficamente. Por ello, para guiar el proceso de implementación del SNAP de una forma más rápida se realizó un análisis de representatividad funcional (Paruelo et al. 2007).



**Figura 2.** Áreas de estudio: a) Red de Parques Nacionales de España (Península Ibérica). b) Propuesta de Sistema nacional de Áreas Protegidas (SNAP) de Uruguay.

|         | Parque nacional                       | Ecosistemas objeto de conservación           | Área (has) | Protección anterior (Año y superficie) |
|---------|---------------------------------------|--|------------|--|
| ESPAÑA  | Aigüestortes i Estany de Sant Maurici | Bosques y lagos alpinos                      | 14119      |  |
|         | Ordesa y Monte Perdido                | Bosques y vegetación alpina                  | 15608      |  |
|         | Picos de Europa                       | Bosques                                      | 64660      |  |
|         | Cabañeros                             | Bosques mediterráneos                        | 40856      | Parque natural 1988 (66%)              |
|         | Monfragüe                             | Bosques mediterráneos y arbustadas           | 18118      | Parque natural 1979 (104%)             |
|         | Doñana                                | Bosques, humedales y arbustadas              | 54252      | Reserva Biológica 1964 (16%)           |
|         | Sierra Nevada                         | Bosques, arbustadas y pastos de alta montaña | 86208      | Parque natural 1989 (163%)             |
| URUGUAY | Quebrada de los cuervos               | Bosques y praderas                           | 4474       | Paisaje natural protegido 1986 (8%)    |
|         | Laguna de Rocha                       | Ecosistemas costeros y marinos y praderas    | 18090      | Área protegida 1992 (91%)              |
|         | Lunarejo                              | Bosques y praderas                           | 32770      | Parque natural regional 2001 (61%)     |
|         | Esteros de Farrapos                   | Humedales                                    | 25000      | Propiedad pública 1998 (70%)           |
|         | Santa Lucía e Isla Tigre              | Ecosistemas costeros y marinos               | 26551      | Parque municipal natural 1999 (9%)     |
|         | Cerro Verde                           | Ecosistemas costeros y marinos               | 1742       | Reserva de biosfera 1965 (100%)        |
|         | Chamangá                              | Praderas                                     | 11663      |  |

**Tabla 1.** Parques nacionales estudiados, principales ecosistemas representados en cada uno de ellos y anterior estado de conservación

En ambos casos, para identificar el rango completo de variabilidad en el funcionamiento ecosistémico se caracterizó la dinámica estacional de índices espectrales de vegetación (IV: IVN y EVI). Para ello se utilizaron dos atributos derivados de las curvas estacionales de dichos IV: la media anual o integral del IV (IV-I), un estimador de la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por el canopy (fRFAA), y por tanto, un subrogado de la productividad de los ecosistemas (Tucker y Sellers 1986), estimador de la fRFAA anual, y el rango relativo anual de éste (RREL), un estimador de la estacionalidad en la intercepción de la radiación. Ambos atributos están relacionados con la respuesta que los ecosistemas

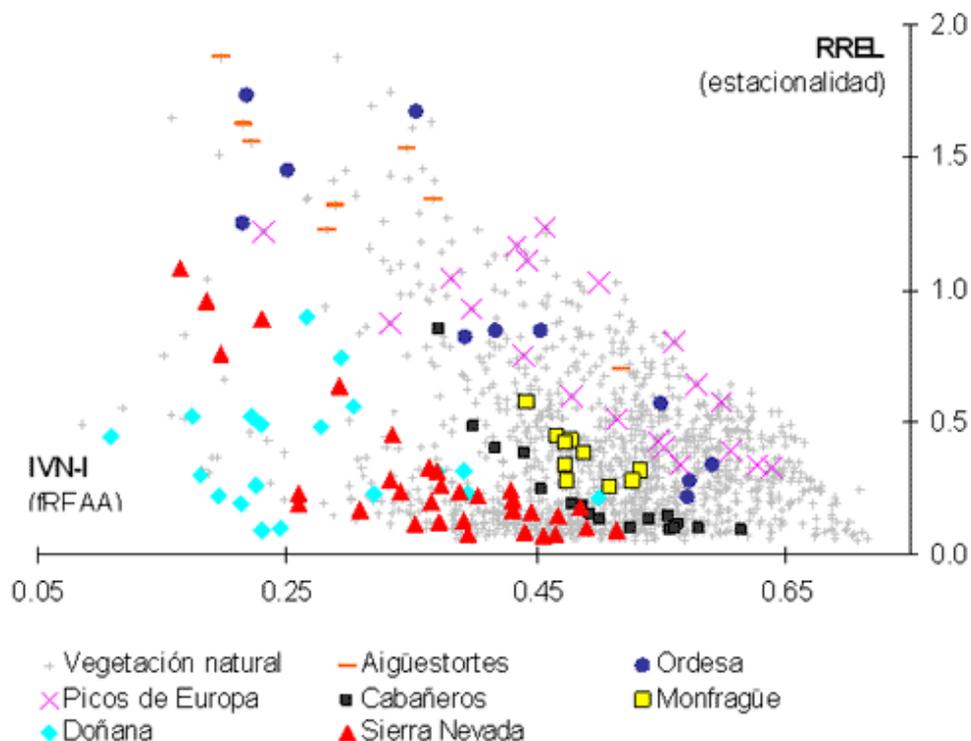
muestran frente al gradiente ambiental completo de una región (Alcaraz-Segura, D., Cabello, J. y Paruelo, J.M., datos sin publicar). En el caso de España, se usó el IVN (Índice de vegetación normalizado) que se obtiene de la combinación de los valores de reflectancia en las bandas del rojo y del infrarrojo cercano (Tucker y Sellers 1986). El valor de IVN medio se calculó para el periodo 1982-2006 a partir de la base de datos GIMMS (resolución espacial de 8x8 km, resolución temporal de dos imágenes por mes), corregida radiométrica y espacialmente y proveniente de los satélites NOAA 7, 9 y 11 (ver Alcaraz-Segura et al. 2008a, en este número). El periodo estudiado incluye años de comportamiento medio y otros extremadamente secos y húmedos en la Península Ibérica. Con el fin de caracterizar funcionalmente los ecosistemas naturales de la Península Ibérica, se extrajeron los valores de IVN de los píxeles con más de un 85% de su área ocupada por vegetación natural a partir del CORINE land-cover 2000 (EEA 2000). Finalmente, el análisis de los Parques Nacionales se hizo a partir de los píxeles con más del 85% de su área incluida dentro de algún Parque Nacional.

En el caso de Uruguay se comparó el funcionamiento ecosistémico de las áreas candidatas a incluir en el SNAP con el funcionamiento de ecosistemas de pastizal, el tipo de vegetación más extendido del país. Se utilizaron imágenes de EVI (del inglés, Enhanced Vegetation Index) correspondientes al periodo 2000-2006 provenientes de la base de datos MODIS C004 (resolución espacial de 250x250 m, resolución temporal de 16 días) (Huete et al. 1999, <http://LPDAAC.usgs.gov>). El EVI es un índice de vegetación que se obtiene a partir de la reflectancia en las bandas del rojo, el azul y el infrarrojo cercano (Huete et al. 2002). En este caso, el análisis de las áreas candidatas a Parque se hizo a partir del promedio de los valores de EVI de los píxeles incluidos en cada una de ellas y de los correspondientes a 581 áreas piloto de pastizales naturales y seminaturales distribuidas por las principales unidades geomorfológicas en que está subdividido Uruguay. Finalmente, a partir de los valores de los IV empleados en ambos casos se caracterizaron las áreas protegidas (píxeles individuales en el caso de España y promedio de los píxeles en el caso de Uruguay) en términos de los atributos funcionales antes mencionados, relacionados con la productividad y estacionalidad de los ecosistemas.

## Resultados

### La Red Española de Parques Nacionales

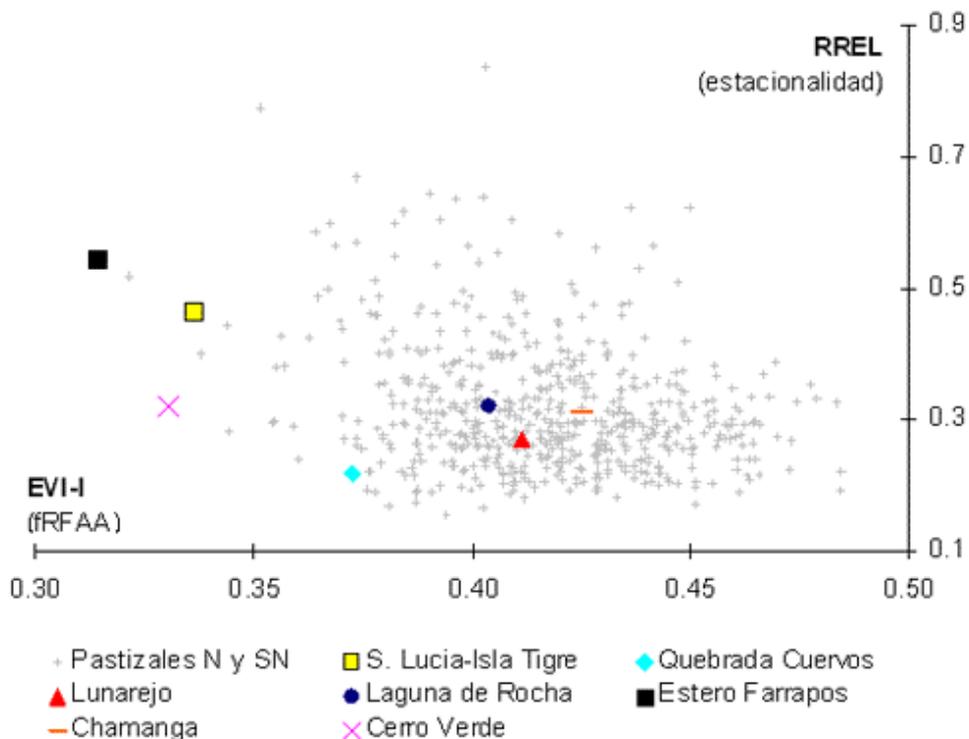
Las áreas naturales de la España ibérica mostraron una gran heterogeneidad funcional. Los valores de los indicadores de frFAA (IV-I) y estacionalidad (RREL) variaron entre 0.12 y 0.68, y entre 0.07 y 1.79 respectivamente (**Fig. 3**). La mayor parte de los píxeles correspondientes a vegetación natural se concentraron en el área de la nube de puntos correspondiente a una productividad de media a alta (0.4-0.6 en IV-I) y una baja estacionalidad (0.1-0.5 en RREL). La distribución de los parques nacionales en el espacio funcional muestra que el sistema está sesgado hacia los valores extremos y menos comunes de dinámica estacional del IV-I (baja densidad de áreas naturales). Hay tres excepciones, Cabañeros, Monfragüe y la parte más baja de Sierra Nevada, que representan el funcionamiento común de las áreas naturales de España (alta densidad de áreas naturales en la **Fig. 1**). El funcionamiento singular es especialmente alto en lugares que no están rodeados de vegetación natural con funcionamiento similar (alejados del centroide), tales como Aigüestortes, Doñana y las cumbres de Sierra Nevada, que corresponden a características estructurales y ambientales singulares. Asimismo, se identificaron huecos en la red correspondientes a tipos de funcionamiento de ecosistemas relevantes. En concreto, aquellos con alto valor de IV-I y baja estacionalidad (IV-I >0.55 y RREL<0.5 (Bosques sub-mediterráneos del NE de España y bosques húmedos esclerófilos del SW de España), y con bajo valor de IV-I (IV-I< 0.25, SE semiárido de España) y con muy alta estacionalidad (RREL>1.2, Altas cumbres de los Pirineos) resultaron no estar incluidos en la red (Alcaraz-Segura 2008).



**Figura 3.** Ubicación de los Parques Nacionales de España en el espacio funcional definido por los atributos derivados de índices de vegetación espectral (IVN-I vs RREL) de los ecosistemas naturales (puntos grises). IVN-I, integral anual del Índice de Vegetación Normalizado (en inglés NDVI-I), es un estimador de la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por el canopy (fRFAA), y por tanto, un subrogado de la productividad de los ecosistemas. RREL, rango relativo anual del IVN, es un indicador de la estacionalidad en la intercepción de la radiación. Se presentan los valores promedio de los píxeles incluidos en las Parques Nacionales y aquellos que muestran un 85% de su área ocupada con vegetación natural de acuerdo con el CORINE land-cover 2000 (EEA 2000).

### El SNAP uruguayo

En el caso de la vegetación natural de Uruguay se observó menor heterogeneidad funcional. Esto se debe a que todo el territorio uruguayo se encuentra enmarcado en un mismo bioma, los pastizales del Río de la Plata (Soriano 1992) y a que el funcionamiento ecosistémico considerado fue exclusivamente el de pastizales naturales y seminaturales. Los valores de IV-I, subrogado de la productividad, variaron entre 0.25 y 0.485 y los valores de RREL, subrogado de la estacionalidad, entre 0.15 y 0.835. Las áreas candidatas a parque nacional protegerían ecosistemas singulares y comunes, dentro del espacio funcional definido por el IV-I y RREL para las áreas piloto de pastizal. Tres de las áreas candidatas, Laguna de Rocha, Lunarejo y Chamangá, se encuentran en el núcleo más denso del funcionamiento de los pastizales, representando funcionamientos comunes (**Fig. 4**). Sus diferencias de situación en el espacio funcional obedecen a las distintas proporciones de pastizales que albergan y probablemente, a la composición florística de las diferentes comunidades de pastizal. La Quebrada de los Cuervos, (bosques, arbustales y pastizales) ocupa una posición marginal dentro de la zona más densa de funcionamiento de pastizales. Esto se debe a su mayor proporción de bosques, arbustales y afloramientos rocosos y a la exclusión del ganado doméstico en el área protegida que promueve la arbustización y acumulación de biomasa seca y por tanto la disminución de fRFAA. El resto de los candidatos, Esteros de Farrapos (humedales), Santa Lucía-Isla Tigre (humedales, estuarios e islas deltaicas) y Cerro Verde (arenales e islas costeras), con valores bajos de IV-I, representan ecosistemas de funcionamiento singular, separándose claramente en el espacio funcional definido por las áreas piloto de pastizal.



**Figura 4.** Ubicación de las áreas protegidas del SNAP de Uruguay en el espacio funcional definido por los atributos derivados de índices de vegetación (IV) espectrales (EVI-I vs RREL.) de las áreas piloto de pastizal (APP), cobertura del suelo dominante en el país (puntos grises). EVI-I, integral anual del Índice de Vegetación “mejorado” (del inglés, Enhanced Vegetation Index) y RREL, variación intranual del EVI. Ambos atributos tienen el mismo significado biológico que los empleados para el caso de la Red española (Fig. 3), fRFAA vs estacionalidad en la interceptación de la radicación. Se presentan los valores promedio de los píxeles incluidos en las áreas protegidas y las APP. Las APP se seleccionaron de clasificaciones previamente realizadas (Baldí y Paruelo 2008) y corresponden a pastizales naturales y seminaturales (Pastizales N y SN).

## Discusión

La creación de redes de espacios protegidos que constituyan una muestra representativa de la biodiversidad de un país o región es el objetivo de numerosos programas nacionales o internacionales de conservación. En general, para recoger la variabilidad biológica existente en las regiones de referencia, el desarrollo de estos programas se apoya en la creación de enormes bases de datos de distribución de especies y de cartografías temáticas de las principales características de los paisajes (vegetación, hábitats, suelos, etc). Sin embargo, aunque los países cuenten con la capacidad de llevar a la práctica dichos esfuerzos, que no siempre es el caso, la aplicación del criterio de representatividad tropieza con algunas limitaciones. En este trabajo, mostramos cómo la incorporación de herramientas derivadas de la teledetección, en concreto la caracterización del funcionamiento ecosistémico mediante atributos derivados de IVs, permite evaluar la representatividad de redes de espacios protegidos, tanto en países con gran tradición de conservación y redes consolidadas, como en países donde el conocimiento previo de la biodiversidad es escaso.

En el caso de España, por ejemplo, para identificar las áreas que permitirían completar la representatividad de la Red de Parques Nacionales, se realizó un análisis a gran escala mediante SIG de los sistemas naturales considerando sus atributos estructurales florísticos y faunísticos (Casas et al. 2006). Dicho estudio identificó como principales limitaciones en la aplicación del criterio de representatividad, la ponderación de la singularidad de los sistemas naturales a través de un esquema unificado de valoración, y la adecuada interpretación del peso que cabe atribuir a los distintos sistemas en función del grado de redundancia entre ellos. En base a estos resultados, la metodología que hemos presentado permite progresar en la resolución de algunos de estos problemas. A partir del espacio definido por la heterogeneidad en el funcionamiento de la vegetación, se ha caracterizado mediante una aproximación en continuo (Fig. 1), la particularidad ecológica de los Parques Nacionales o las áreas candidatas a ello.

Las dos redes de Parques evaluadas presentaron sesgos hacia la conservación de ecosistemas singulares. La originalidad de algunos Parques, si los comparamos con los funcionamientos naturales más abundantes, es mucho mayor que la de otros.

Este fue el caso de Doñana, Aigüestortes, y las cumbres de Sierra Nevada en la red española, y de Esteros de Farrapos, Santa Lucía-Isla Tigre y Cerro Verde en el SNAP uruguayo. El carácter único o de exclusividad de estos parques puede tener un origen diferente. La escasez de ecosistemas con funcionamiento similar puede deberse tanto a la reducción de su superficie potencial original como a la rareza de territorios que correspondan con esos funcionamientos. En cualquier caso, su particularidad funcional realza el interés para la conservación de los mismos, ya que pueden constituir ecosistemas irremplazables. Por otro lado, los parques que representan ecosistemas comunes en cada país, también pudieron ser identificados fácilmente en las envueltas funcionales dibujadas.

El análisis no sólo identifica el carácter común o singular de las áreas protegidas, sino también la existencia de huecos en la red o cómo de redundantes o complementarios son los ecosistemas protegidos desde el punto de vista funcional. En España, la red de Parques Nacionales no incluye a los ecosistemas de alto valor de IV-I y baja estacionalidad ( $IV \text{ medio} > 0.55$  y  $RREL < 0.5$ ), como los bosques sub-mediterráneos del NE de España y los bosques húmedos esclerófilos del SW de España. Tampoco están incluidos los ecosistemas con bajo valor de IV-I ( $< 0.25$ ) como el SE semiárido y con muy alta estacionalidad ( $RREL > 1.2$ ), como las altas cumbres de los Pirineos. En Uruguay, del análisis de huecos se deriva que los pastizales con alto valor de IV-I ( $> 0.43$ ) y alta estacionalidad ( $IV-I > 0.35$  y  $RREL > 0.4$ ) no están representados por ninguna de las áreas candidatas. Este tipo de pastizales podrían estar amenazados por el avance de la frontera agrícola sobre suelos antiguamente dedicados a la ganadería extensiva. En los últimos años la expansión de los cultivos agrícolas, fundamentalmente soja, y la forestación para pasta de celulosa está relegando estos pastizales a posiciones marginales en el paisaje (Baldi y Paruelo 2008). En ambos países, estos resultados pueden ser utilizados como criterio de selección de nuevas áreas en futuros programas de ampliación de las redes de espacios protegidos. Por otro lado, en el caso de Uruguay, el ejercicio pone de relieve diferencias funcionales dentro de un área extensa y fisonómicamente homogénea. Por ello, esta metodología representa una opción particularmente útil en regiones amplias, con escasa información georreferenciada sobre distribución de especies, o donde la variabilidad en la composición de especies no pueda ser cartografiada a través de características fisionómicas de la vegetación.

En la práctica, a pesar de que el concepto de biodiversidad es amplio (*i.e.* el concepto del Convenio de Río incluye todos los niveles de organización y las interacciones y procesos), cualquier estrategia de conservación persigue la conservación de especies. Por ello, tras el objetivo de buscar la representatividad de las redes de áreas protegidas, en ocasiones, lo que se persigue es la conservación de las especies, como último fin. Teniendo una muestra de todo el rango de variación ecosistémica de un país, se protegen el rango de condiciones ambientales necesarias para proteger al máximo número de especies. Por ello es conveniente vincular las unidades ecosistémicas identificadas a los valores de biodiversidad. Para ello se han propuesto aproximaciones que identifican los patrones de paisaje a partir de los factores ambientales que modulan los procesos físicos y biológicos que determinan la distribución de especies (Awimbo et al. 1996; Pressey et al. 2000; Leathwick et al. 2003). Dado que los atributos derivados de los IV muestran un claro significado biológico (ver Pettorelli et al. 2005), y en particular constituyen subrogados de la productividad, estacionalidad y fenología de los ecosistemas, resultará fácil explorar su vinculación a los patrones de distribución de especies foco de conservación. De esta manera, futuros desarrollos de la interacción entre la teledetección y la ecología continuarán dando respuestas a cuestiones propias de la biología de la conservación.

## Agradecimientos

Esta investigación es el resultado de la interacción entre investigadores iberoamericanos gracias a la financiación de diversas instituciones y proyectos de investigación: Junta de Andalucía (FPDI2000-BOJA140/2000- y los proyectos RNM1280 y RNM1288), Secretaría de Estado de Universidades e Investigación del Ministerio de Educación y Ciencia, Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Proyecto: Efectos del cambio global sobre el funcionamiento de los ecosistemas de la Red de Parques Nacionales Españoles: Impactos recientes y desarrollo de un sistema de seguimiento), Agencia Española de Cooperación Iberoamericana (Red temática para la evaluación del impacto de los cambios globales (vs locales) en el funcionamiento ecosistémico), Sistema Nacional de Áreas Protegidas, Dirección Nacional de Medio Ambiente, Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Uruguay, Grupo de Investigación Ecología de Zonas Áridas de la Universidad de Almería. Los comentarios del Dr. José Paruelo contribuyeron a mejorar notablemente el artículo. La imagen empleada para describir la curva estacional del NDVI en la **figura 1** fue modificada a partir de la elaborada por German Baldi (<http://lechusa.unsl.edu.ar/?view=mapas>).

## Bibliografía

Alcaraz-Segura, D., Paruelo, J.M., Cabello, J. 2006. Identification of current ecosystem functional types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography* 15:200-212.

Alcaraz-Segura, D. 2008. *Caracterización mediante teledetección del funcionamiento de los ecosistemas ibéricos. Bases para la conservación de la biodiversidad en un escenario de cambio global*. 206 pp. PhD Thesis. Editorial Universidad de Almería. Almería. España.

- Alcaraz-Segura, D., Baldi, G., Durante, P., Garbulsky, M.F. 2008a. Análisis de la dinámica temporal del NDVI en áreas protegidas: tres casos de estudio a distintas escalas espaciales, temporales y de gestión. *Ecosistemas* 17(3):108-117.
- Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., Paruelo, J.M., Delibes, M. 2008b. Use of descriptors of ecosystem functioning for monitoring a National Park network: A remote sensing approach. *Environmental Management*, doi:10.1007/s00267-008-9154-y.
- Austin, M.P., Margules, C.R. 1986. Assessing representativeness. En: Usher, M.B. (ed.). *Wildlife conservation evaluation*, pp: 45-67, Chapman and Hall Ltd., London, UK.
- Awimbo, J.A., Norton, D.A., Overmars, F.B. 1996. An evaluation of representativeness for nature conservation, Hokitika Ecological District, New Zealand. *Biological Conservation* 75:177-186.
- Baeza, S., Paruelo, J.M., Altesor, A. 2006. Caracterización funcional de la vegetación del Uruguay mediante el uso de sensores remotos. *Interciencia* 31:382- 388.
- Baldi, G., Paruelo, J.M. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13:6. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art6/>
- Belbin, L. 1993. Environmental representativeness: Regional partitioning and reserve selection. *Biological Conservation* 66:223-230.
- Casas, J., del Pozo, M., Mesa, B. 2006. Identificación de las áreas compatibles con la figura de Parque Nacional en España. Serie Técnica Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- EEA (European Environmental Agency) (2000) The 1990 CORINE land cover database (CLC90 - 100m grid - Version 12-2000).
- Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes. *Ecological Applications* 3:202-205.
- Garbulsky, M.F., Paruelo, J.M. 2004. Remote sensing of protected areas to derive baseline vegetation functioning characteristics. *Journal of Vegetation Science* 15:711-720.
- Garbulsky, M. F., Peñuelas, J., Ourcival, J. M., Filella, I. 2008. Estimación de la eficiencia del uso de la radiación en bosques mediterráneos a partir de datos MODIS. Uso del Índice de Reflectancia Fotoquímica (PRI). *Ecosistemas* 17(3):89-97.
- Huete, A., Justice, C., Leewen, W. 1999 MODIS vegetation index (MOD 13). Algorithm theoretical basis document ATBD13. Documento Electronico: [http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd\\_mod13.pdf](http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod13.pdf)
- Huete A., Didan K., Miura T., Rodriguez E.P., Gao, X., Ferreira L.G. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83:195-213.
- Leathwick, J. R., Overton, J. McC., McLeod, M. 2003. An environmental domain classification of New Zealand and its use as a tool for biodiversity management. *Conservation Biology* 17:1612-1623.
- Mackey, B.G., Nix, H. A., Stein, J.A., Cork, S.E. y. Bullen, F.T. 1989. Assessing the representativeness of the wet tropics of Queensland world heritage property. *Biological Conservation* 50:279-303.
- Margules, C., Usher, M.B. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: A review. *Biological Conservation* 21:79-109.
- Margules, C.R., Pressey, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- Olson, D., Dinerstein, E. 1998. The Global 200: A representation approach to conserving the earth's distinctive ecoregions. WWF-US.
- Overton, J.McC., Leathwick, J.R. 2001. Measuring environmental distinctiveness. *Science for conservation* 174:5-16.
- Paruelo, J.M., Altesor, A., Guerschman, J.P., Baldi, G., Lezama, L., Baeza, S., Piñeiro, G., Vasallo, M., Arocena, D., del

Pino, F., Ferro, M. 2007. *Caracterización funcional de áreas naturales del Uruguay a distintas escalas espaciales*. Informe final. Acuerdo de Colaboración entre Proyecto "Fortalecimiento de Capacidades para la Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay" (DINAMA/MVOTMA - PNUD/GEF, URU/05/001 y Sección de Ecología Terrestre de la Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay.

Paruelo, J.M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17(3):4-22.

Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Tucker, C.J., Stenseth, N.C. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution* 20:503-510.

Pressey, R.L., Hager, T.C., Ryan, K.M., Schwarz, J., Wall, S., Ferrier, S., Creaser, P.M. 2000. Using abiotic data for conservation assessments over extensive regions: quantitative methods applied across New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 96:55-82.

Reis Lopes, C.G., Nogueira Ferraz, E.M., de Lima Araújo, E. 2008. Physiognomic-structural characterization of dry- and humid-forest fragments (Atlantic Coastal Forest) in Pernambuco State, NE Brazil. *Plant Ecology* 198:1-18.

Smith, T.M., Smith, R.L. 2007. *Ecología*. Pearson Educación S.A., Madrid, España.

Soriano, A. 1992. Río de la Plata Grasslands. En: Coupland, R. (ed): *Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands: introduction and Western Hemisphere*, pp: 367-407, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

Tucker, C.J., Sellers, P.J. 1986. Satellite remote-sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing* 7:1395-1416.

Yebra, M., Chuvieco, E. 2008. Modelos de Simulación de Reflectividad en ecología: potencialidades y problemas. *Ecosistemas* 17(3):23-38.