

La caracterización de la heterogeneidad espacial de los ecosistemas: el uso de atributos funcionales derivados de datos espectrales

N. Fernández ¹, G. Piñeiro ²

(1) Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana, CSIC. Pabellón de Perú. 41013 Sevilla. España.

(2) Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (LART). Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, IFEVA/CONICET, Buenos Aires, Argentina.

➤ Recibido el 8 de septiembre de 2008, aceptado el 29 de septiembre de 2008.

Fernández, N., Piñeiro, G. (2008). El uso de clasificaciones funcionales para caracterizar la heterogeneidad espacial de ecosistemas a partir de datos espectrales. *Ecosistemas* 17(3):64-78.

El uso de la teledetección para la clasificación de ecosistemas sigue fundamentándose mayoritariamente en atributos puramente estructurales, obviando a menudo propiedades funcionales clave relacionadas con los flujos de materia y energía. Aquí mostramos la utilidad de clasificaciones basadas en variables funcionales para la caracterización de ecosistemas mediante el análisis del índice diferencial de Vegetación Normalizado, el albedo y la temperatura superficial estimados a partir de datos de teledetección. Como ejemplo mostramos clasificaciones funcionales en Cabo de Gata y Doñana, dos regiones mediterráneas de gran interés para la conservación sometidas a condiciones ambientales bien distintas. Ambas regiones mostraron una distribución espacial de clases funcionales compleja y sólo en parte asociada a propiedades morfogenéticas y fisonómicas del paisaje. Diferenciamos 10 clases funcionales en Cabo de Gata de las cuales sólo dos mostraron una alta correspondencia con unidades específicas de vegetación, mientras que las distintas unidades de litorrelieve analizadas incluyeron varias clases funcionales. En Doñana, de ocho clases funcionales dos estuvieron fuertemente asociadas a unidades morfogenéticas del Parque Nacional, mientras que la interacción entre geomorfología e intensidad de uso explicó la distribución de otras cuatro clases funcionales. Sugerimos que las clasificaciones funcionales mediante teledetección son un elemento clave para el análisis y gestión de los ecosistemas y un complemento único al reconocimiento de unidades estructurales.

Palabras clave: Albedo, clasificación ecológica, ecosistemas mediterráneos, flujos de materia y energía, índices de vegetación, Landsat.

Fernández, N., Piñeiro, G. (2008). Using functional classifications from remote sensing data for assessing ecosystem spatial heterogeneity. *Ecosistemas* 17(3):64-78.

Most remote sensing approaches to ecosystem classification continue to rely on structural attributes like vegetation physiognomy and landform, failing to incorporate key functional properties of energy and matter exchange. Here we show an application of functional classifications for ecosystem characterization using the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), albedo and surface temperature as estimated from remote sensing data. We illustrate the development of ecosystem functional classifications in Cabo de Gata and Doñana, two Mediterranean regions of high conservation concern under different environmental conditions. Both regions displayed a complex spatial pattern in functional class distributions only partly related to vegetation structure and landform. We identified 10 ecosystem functional classes in Cabo de Gata, with only two closely associated to specific vegetation units. In addition, seven different landform units present in the region included a variety of ecosystem classes. Out of eight different functional classes recognized in Doñana, only two were closely associated to particular landform units within the highest protected area, whereas a combination of landform and land use intensity explained the distribution of other four functional classes. We propose that ecosystem functional classifications based on remote sensing data are of key importance for ecosystem characterization and management, therefore complementing more traditional approaches solely based on structural attributes.

Keywords: Albedo, ecological classification, Landsat, matter and energy fluxes, Mediterranean ecosystems, vegetation index.

Introducción

La descripción de la heterogeneidad espacial de ecosistemas es un aspecto central del reconocimiento de la diversidad biológica y en la gestión ambiental. Distintos ecosistemas responden de manera diferente a los procesos de cambio ambiental y las presiones antrópicas, siendo por tanto el reconocimiento de sus características espaciales (extensión y configuración) de primera importancia en la planificación de programas de seguimiento y políticas de conservación (Klijn 1994). Tradicionalmente los ecosistemas terrestres se han clasificado atendiendo a atributos estructurales del medio biofísico, incluyendo parámetros que hacen referencia a la geomorfología, la fisionomía de la vegetación (e.g. cobertura y estratificación), la composición de especies, etc. La incorporación de técnicas de teledetección ha incrementado enormemente el campo de aplicación de estas clasificaciones, ayudándose para ello de relaciones empíricas entre atributos estructurales y patrones de emisión y reflexión de radiación detectables por sensores remotos (Kerr et al. 2003). Esta aproximación reconoce implícitamente que los ecosistemas pueden ser diferenciados atendiendo a su comportamiento espectral, pero el significado biológico de los propios patrones de radiación es a menudo obviado. Así, raramente se incorporan explícitamente variables indicadoras de flujos de materia y energía en la caracterización de ecosistemas, los cuales son en buena medida responsables directos de la señal captada por los sensores remotos en distintas longitudes de onda. Por otro lado, dichos flujos constituyen una manifestación directa de propiedades funcionales clave de los ecosistemas tales como la productividad, la acumulación de carbono, el balance hídrico, etc. Si bien tradicionalmente se ha asumido que las descripciones estructurales de los ecosistemas permiten realizar inferencias acerca de su heterogeneidad funcional (e.g. González-Bernáldez 1981), esta hipótesis ha sido escasamente evaluada (Paruelo et al. 2004). Es necesario por tanto desarrollar aplicaciones capaces de caracterizar de forma más directa la heterogeneidad funcional de los ecosistemas.

Una de las principales dificultades a la hora de incorporar indicadores funcionales en la caracterización de los ecosistemas es la cuantificación de propiedades involucradas en los flujos de materia y energía. Mientras que las clasificaciones estructurales se ayudan de elementos visibles (composición específica de comunidades vegetales, aspectos fisionómicos, etc.), las propiedades funcionales son elementos “intangibles” más difíciles de percibir. Este problema puede abordarse de manera efectiva mediante el uso de técnicas específicas de teledetección capaces de detectar flujos de energía entre la superficie terrestre y la atmósfera. Así, la respuesta espectral captada por sensores remotos proporciona información acerca de patrones de captación y reflexión óptica y térmica directamente relacionados con las propiedades funcionales ecosistémicas (ver Paruelo 2008). Además, la clasificación funcional se ve dificultada por la carencia de criterios intuitivos para la especificación de unidades espaciales discretas. Una solución posible es la aplicación de técnicas numéricas capaces de aglutinar información cuantitativa en unidades territoriales discretas sin la necesidad de establecer criterios a priori. A diferencia de lo que ocurre en las clasificaciones de los ecosistemas utilizando métodos tradicionales, las clasificaciones numéricas posibilitan la descripción de la heterogeneidad espacial mediante esquemas de clasificación objetivos y comparables entre distintas regiones (Host et al. 1996).

En este artículo mostramos dos ejemplos en los que describimos la heterogeneidad de ecosistemas mediante la clasificación de indicadores del funcionamiento ecosistémico calculados a partir de datos de teledetección. Nos proponemos establecer una visión general sobre la utilidad de las clasificaciones funcionales para la caracterización y representación de la heterogeneidad funcional de los ecosistemas más que profundizar en los detalles de los resultados en cada ejemplo. Anteriormente, Paruelo et al. (2001) propusieron el concepto de “tipos funcionales de ecosistemas” (TFT) para definir unidades espaciales discretas que comparten un comportamiento funcional similar, valiéndose de este concepto para la clasificación de ecosistemas en Suramérica a partir de índices indicadores de la productividad primaria y aplicándolo más recientemente al conjunto de la Península Ibérica (Alcaraz-Segura et al. 2006). Aquí expandimos esta aproximación e incorporamos nuevos indicadores funcionales para caracterizar con un mayor nivel de detalle las regiones de Cabo de Gata y Doñana, dos áreas de gran interés para la conservación. Nos basamos en tres parámetros con claro significado funcional: (1) el Índice Diferencial de Vegetación Normalizado (IVN), un indicador directo de la productividad primaria neta de biomasa sobre la superficie terrestre (Prince 1990); (2) el albedo, una medida de la partición de la radiación solar en superficie con importantes efectos sobre el clima local (Dickinson 1983); y la temperatura superficial (Ts), una variable ligada a la evapotranspiración (Jackson 1977) (Ver **Caja 1**). Explicaremos en cada uno de los casos (Doñana y Cabo de Gata) cómo se abordaron algunos aspectos metodológicos claves en proceso de clasificación: (1) Criterios de agrupamiento en base a variables funcionales; (2) caracterización espacial de la heterogeneidad funcional; (3) identificación de las características diferenciadoras entre clases funcionales, y (4) análisis de las relaciones con unidades territoriales definidas por criterios estructurales.

Caso 1. Caracterización funcional de los ecosistemas semiáridos del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar.

Las regiones semiáridas albergan ecosistemas particularmente vulnerables a los distintos agentes del cambio global. La pérdida de biodiversidad vegetal en estos ecosistemas produce una disminución drástica en su capacidad para amortiguar los efectos de la variabilidad climática, provocando que las tasas de producción primaria estén más influenciadas por los eventos de precipitación en el corto plazo y menos moduladas por los efectos de memoria de los ecosistemas (Wiegand et al. 2003).

Igualmente, la alteración de la composición florística por sobrepastoreo provoca cambios funcionales que generan una disminución en la productividad de los ecosistemas semiáridos (Aguiar et al. 1996). La heterogeneidad funcional en estos sistemas no sólo se relaciona con las transformaciones humanas. Factores edáficos como la textura del suelo y la profundidad del perfil se correlacionan también con la heterogeneidad funcional del ecosistema, definida en términos de ganancia de carbono (Paruelo et al. 2005). Por todo ello, la evaluación de los procesos de degradación en sistemas semiáridos requiere abordar en profundidad la caracterización de su heterogeneidad funcional, así como sus relaciones con la geomorfología o la estructura de la vegetación.

El sureste ibérico comprende la región más árida de Europa occidental y cuenta con una de las pocas áreas subdesérticas protegidas del continente, el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar (ver Escribano et al. 2008). La región está conformada fundamentalmente por dos formaciones geomorfológicas: las sierras de origen volcánico y las llanuras costeras ocupadas por depósitos de arena y dunas. La estructura de la vegetación está fuertemente determinada por la escasa precipitación (media anual = 178 mm), constituida fundamentalmente por formaciones de matorral xerófito, estepas y pseudo-estepas herbáceas y matorrales decíduos de azufaifos (*Ziziphus lotus*). Paruelo et al. (2005) encontraron diferencias en la dinámica de captación de carbono entre distintas formaciones geomorfológicas en éste área protegida, sugiriendo la existencia de una correspondencia espacial entre aspectos estructurales del paisaje y funcionamiento de los ecosistemas. Este análisis, llevado a cabo a una resolución espacial de 1 km, no permite percibir la heterogeneidad funcional de las unidades de paisaje o ecotopos. A fin de contar con una descripción funcional a la escala en la que se manifiesta la heterogeneidad fisiográfica y de vegetación se llevó a cabo una clasificación del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar basada en los valores de IVN, albedo y Ts estimados a partir de dos imágenes de satélite Landsat obtenidas en invierno y verano (**Caja 1**).

Criterios de agrupamiento

La estimación de la similitud funcional entre unidades del territorio se basó en la agrupación de todos los píxeles de la imagen mediante una clasificación no supervisada basada en la distancia entre valores funcionales para las seis variables (ver **Caja 1**), i.e. valores estimados de IVN, albedo y Ts en cada fecha. Para ello se usó el método de agrupación no jerárquica ISODATA, un algoritmo sencillo que permite trabajar con un gran volumen de datos y que está habitualmente presente en distintos softwares de teledetección. Previo a este cálculo se estandarizó cada una de las seis variables por su rango, de forma que la contribución parcial de las distintas variables fuera similar. Mediante este método se generaron 40 agrupamientos caracterizados por su comportamiento biofísico en las dos fechas de estudio, reduciendo así la variabilidad funcional inicial antes de abordar la clasificación ecosistémica.

Clasificación funcional del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar

En un segundo paso, se calculó la distancia euclídea entre los valores medios de todos los atributos funcionales (de IVN, albedo y Ts en cada fecha) medidos en los 40 agrupamientos iniciales. La identificación final de clases funcionales se realizó tras una selección semi-arbitraria del punto de corte óptimo en el árbol de clasificación de un análisis *cluster* a partir de dichas distancias (**Fig. 1**), persiguiendo una clasificación de entre 8 y 12 clases distintas con las cuales se había decidido trabajar. De esta forma se identificaron 10 clases funcionales de ecosistemas en Cabo de Gata y se confeccionó un mapa de su distribución espacial (**Fig. 2**).

La clase más extensa en el área de Cabo de Gata fue la Clase 6, ocupando 10.550 ha y el 28% de la superficie del Parque. Las clases 2, 3, 4 y 5 ocuparon entre 4.300 y 5.425 ha cada una, lo que representa entre el 11 y el 14% de la superficie del parque. Las clases 7 y 8, con 3.500 ha cada una, representan en conjunto el 18% del parque. Finalmente, las clases 1, 9 y 10 abarcaron entre 2 y 375 ha, sumando el 2% del Parque.

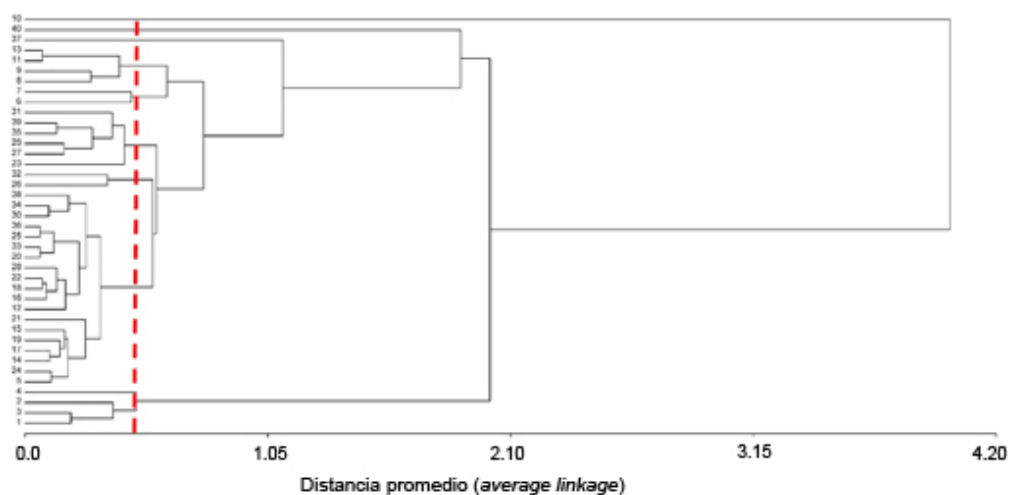


Figura 1. Diagrama del árbol de clasificación obtenido a partir de los 40 agrupamientos iniciales, mostrando el punto de corte donde se obtuvieron las 10 clases funcionales finales utilizadas en el análisis (línea roja).

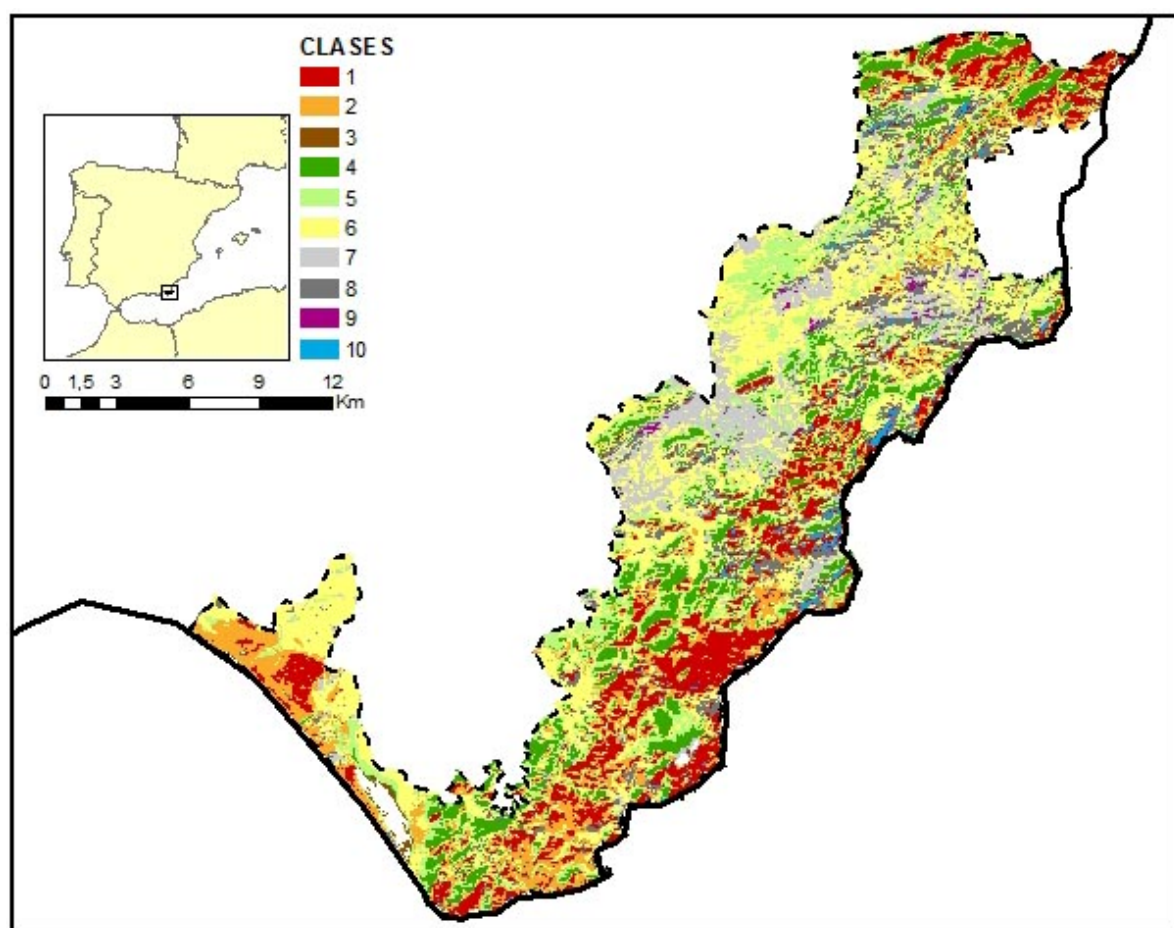


Figura 2. Mapa de la distribución de las clases funcionales de ecosistemas en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar.

Caracterización de las unidades funcionales de ecosistemas

En Cabo de Gata se abordó la caracterización de unidades funcionales mediante la descripción del comportamiento medio de los píxeles que constituyeron cada unidad. Las distintas clases funcionales mostraron valores medios de albedo entre 0.09 (la

clase 1 en verano) hasta 0.33 (la clase 9 en invierno) (**Fig. 3**). En general, los valores de albedo en verano y en invierno fueron similares para todas las clases, excepto para las 9 y 10, que tuvieron un albedo en invierno alrededor de 0.10 puntos mayor que en el verano.

El menor valor medio de IVN fue de 0.09 y lo registró la clase 1 en el periodo de verano (**Fig. 1**). Esta clase registró también la mayor diferencia en IVN entre el verano y el invierno. El valor más alto de IVN ($= 0.3$) se observó en la clase 6 en invierno. La mayoría de las clases (3, 4, 5, 6, 7 y 8) mostraron valores de IVN mayores en invierno que en verano. En cambio, las clases 9 y 10 mostraron valores similares de IVN en invierno y verano, mientras que las clases 1 y 2 fueron las únicas que mostraron un IVN más alto en verano.

La temperatura superficial media varió entre los 301 y 312° K en el verano y entre 284 y 291° K en el invierno (**Fig. 1**). La clase 1 registró las menores temperaturas superficiales durante el verano, con un valor promedio de 301° K seguida de la clase 2, con 309° K. Las clases 3 a 10 registraron temperaturas superficiales entre los 310 y los 313° K. En el invierno la clase 2 fue la más fría (284° K) y las clases 3 y 10 fueron las más calientes, con 291° K. La clase 1 es una unidad poco productiva (con bajo IVN), poco reflectiva y relativamente fría (**Fig. 3**). A su vez, el albedo y el IVN muestran una escasa variación entre fechas. Por el contrario, la clase 2 presenta altos niveles de productividad pero mantiene una reflectancia baja. La clase 9 a su vez, presenta valores intermedios de IVN y temperatura y los mayores valores de reflectancia en ambas fechas.

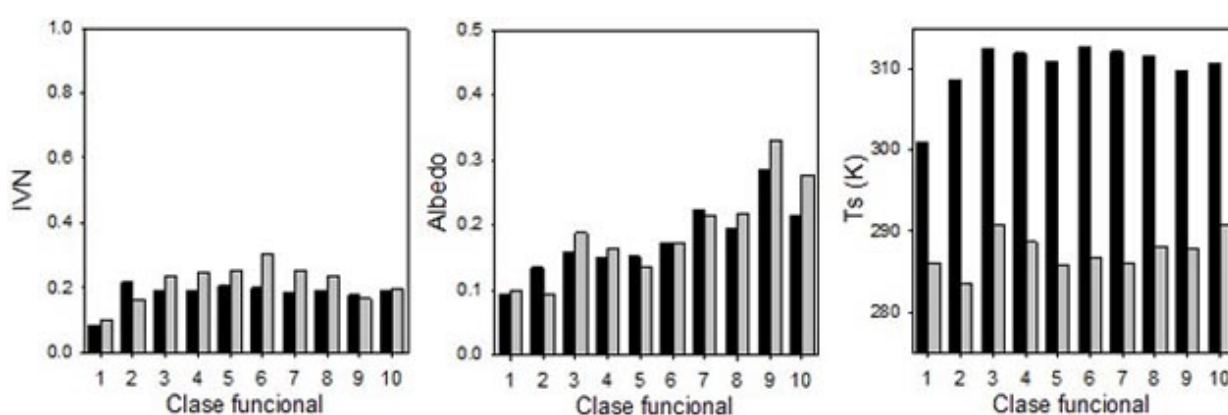


Figura 3. Valores medios de albedo, IVN y temperatura para las 10 clases funcionales mostradas en la Figura 2 (Parque Natural Cabo de Gata-Níjar). Las barras negras corresponden a los valores de la imagen de verano (Julio de 1999) mientras que las grises muestran los valores del invierno (Enero de 2001).

Relaciones entre las clases funcionales y clasificaciones basadas en atributos estructurales

Se realizaron comparaciones formales entre la clasificación funcional y categorías estructurales de los ecosistemas obtenidas a partir de un mapa jerárquico con tres niveles de clasificación: el primero hace referencia a los tipos de vegetación, el segundo al litorrelieve y el tercero al paisaje (Escribano 2002, Escribano et al. 2008). Estos mapas fueron generados a partir de trabajos de campo y fotointerpretación sin utilizar información de satélites, en base a unidades ecosistémicas construidos jerárquicamente con criterios –factores clave- diferentes. Los mapas de vegetación, litorrelieve y paisaje constaban de 44, 25 y 7 clases respectivamente.

Las clases estructurales de vegetación estuvieron en algunos casos estrechamente asociadas a una única clase funcional. Así, de las 44 clases que constituían en el mapa de vegetación, la clase *Retamares y matorrales de Genista umbellata* con *Stipa tenacissima* estuvo enteramente incluida en la clase funcional 2. Las clases *Salinas*, *Matorrales arborescentes de Ziziphys lotus* y los cultivos de *Agave* tuvieron el 92, 87 y 85% de su superficie incluida dentro de la clase funcional 6 respectivamente. En el otro extremo, las clases *Arbustadas de Tamarix sp.*, *Arboledas de Eucaliptus sp.* y *Arbustadas de Chamaerops humilis* tuvieron su superficie repartida de manera más equitativa entre varias clases funcionales. Estos resultados apoyan la idea de que las clases funcionales y estructurales no son necesariamente equivalentes, y por lo tanto, ambas constituyen aproximaciones diferentes y complementarias para la caracterización de la heterogeneidad ecosistémica.

Cada una de las 7 unidades de paisaje incluyó varias clases funcionales. El 50% de la unidad *Valles* correspondió a la clase funcional 6, que también resulta mayoritaria en las unidades de *Piedemontes*. Un 47% de las *Planicies* se asoció a la clase funcional 4. Los *Lomeríos* estuvieron repartidos equitativamente entre las clases funcionales 2 a 8. La *Montaña* es la que incluye mayor variabilidad de clases funcionales, resultando no obstante mayoritarias la clase 3 (30%) y la 2 (25%). Un resultado similar se obtuvo para las 27 clases de litorrelieve, generadas por fragmentación de las unidades de paisaje en función de su relieve y litología. En la **Figura 4** se observan dos mapas de la porción occidental del parque Cabo de Gata-

Níjar. En uno de los mapas se muestran las clases funcionales y en el otro las unidades de litorrelieve. Si bien se aprecia una cierta vinculación entre comportamiento funcional y litorrelieve, los resultados no muestran una concordancia absoluta. Por tanto, las propiedades funcionales medidas por teledetección reflejan sólo parcialmente la heterogeneidad estructural de la vegetación y del paisaje en el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar.

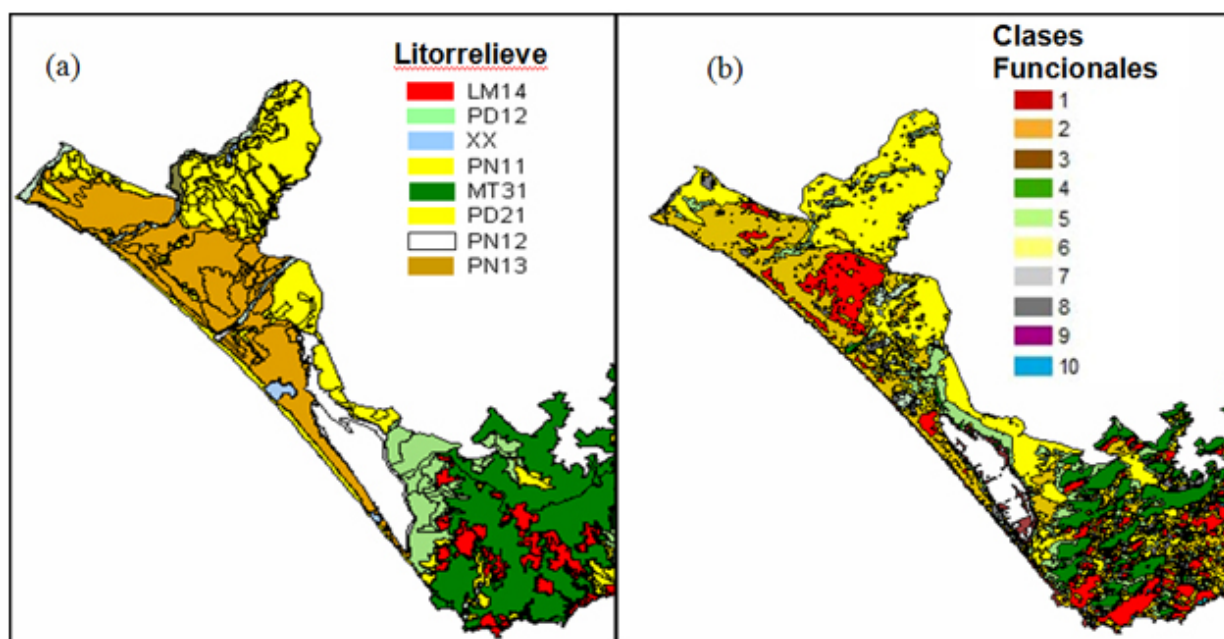


Figura 4. Mapas de la porción occidental del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, mostrando la clasificación de litorrelieves basada en relevamientos a campo (Escribano 2002) (a) y la clasificación funcional de ecosistemas basada en imágenes de satélite (b). En la clasificación de litorrelieves, LM corresponde a áreas con lomadas, MT a áreas montañosas, PD a piedemontes, PN a planicies y XX a zonas antrópicas.

Las clasificaciones de Doñana y Cabo de Gata se basaron en imágenes del satélite Landsat proporcionadas por la NASA y el USGS (<http://landsat.gsfc.nasa.gov/>). Las principales ventajas de esta fuente de información son: (1) Alta resolución espacial (30m para bandas no térmicas y 60m para banda térmica), lo que permite caracterizar la heterogeneidad funcional a escala fina; (2) captación de información multiespectral en longitudes de onda con alto significado funcional; y (3) disponibilidad de datos durante 35 años, posibilitando estudios de cambio funcional mediante análisis retrospectivo. La clasificación de Cabo de Gata se basó en dos únicas imágenes de satélite independientes, careciendo por tanto de información fenológica detallada (fecha de adquisición de datos: 29/07/1999 LANDSAT TM y 15/01/2001, LANDSAT ETM+). La clasificación de Doñana se basó en una muestra de cinco escenas Landsat ETM+ capturadas en estaciones sucesivas representando así un ciclo meteorológico anual (fechas de las imágenes: 01/11/2002, 10/01/2003, 18/05/2003 y 14/08/2003, 10:50 horas UTC). En todos los casos se seleccionaron imágenes libres de nubes. El protocolo de procesamiento hasta obtener los parámetros funcionales fue similar en ambos casos e incluyó los siguientes pasos:

1. **Corrección atmosférica** de las bandas no térmicas (1-5 y 7) mediante método de sustracción de objeto oscuro (Chavez 1988). Este tratamiento persigue minimizar el efecto de la dispersión de partículas atmosféricas que pueden afectar a los valores radiométricos medidos por el satélite. Para ello, se sustrae un valor constante de objeto oscuro, calculado a partir de píxeles de la imagen cuyo valor de reflectancia esperado es cero. Este valor puede inferirse explorando el histograma de valores para toda la imagen.
2. **Cálculo de radiancia** a partir del número digital registrado en las imágenes y corregido atmosféricamente para las bandas correspondientes, aplicando la fórmula:

$$L(\lambda) = DN(\lambda) * gain + offset \quad (Eq 1)$$

Donde L = radiancia en la longitud de onda λ ; DN = número digital [0, 255]; gain = valor de ajuste de la sensibilidad del sensor; offset = límite inferior de radiancia espectral. Los dos últimos parámetros

se obtuvieron a partir de la información proporcionada en la cabecera de las imágenes.

3. Cálculo de reflectancia para las bandas no térmicas:

$$\rho(\lambda) = (\pi * L(\lambda)) / (d^2 * E_a(\lambda) * \cos \theta) \quad (\text{Eq 2})$$

Donde ρ = reflectancia en la longitud de onda λ ; θ = ángulo solar cenital; $E_a(\lambda)$ = irradiancia espectral solar en cada longitud de onda; y d = relación entre distancia al sol media y real, calculada según la ecuación:

$$d = 1 / (1 - 0,016729 * \cos(0,9856(\text{DOY}-4))) \quad (\text{Eq 3})$$

Siendo DOY el día del año en el rango [1, 365]

4. Cálculo del IVN a partir de la reflectancia estimada en las bandas 3 (R) y 4 (IR), correspondientes al espectro rojo (0.63-0.69 μm) e infrarojo cercano (0.76-0.90 μm), respectivamente:

$$\text{IVN} = (IR-R) / (IR+R) \quad (\text{Eq 4})$$

5. Cálculo de la temperatura de brillo recibida en el sensor a partir de la radiancia en la banda térmica (10.40-12.50 μm):

$$T_{\lambda=6} = K_2 / \ln(1 + K_1 / L_{\lambda=6}) \quad (\text{Eq. 5})$$

Siendo K_1 y K_2 parámetros libres con valores $K_1 = 60.776 \text{ mWcm}^{-2}\text{sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$ y $K_2 = 1260.56 \text{ K}$

6. Cálculo de la temperatura superficial según el algoritmo propuesto por Qin (2001):

$$T_s = (1/C) * [a(1-C-D) + b(1-C-D)+C+D] T_{\lambda=6} - DT_a \quad (\text{Eq. 6})$$

Siendo $C = \epsilon\tau$; $D = (1-\tau)[1+(1-\epsilon)\tau]$; $a=-67.355$; $b=0.459$; ; ϵ = coeficiente de emisividad en la superficie terrestre; τ = coeficiente de transmitancia térmica atmosférica; y T_a = temperatura atmosférica media. Los tres últimos parámetros pueden calcularse de la siguiente forma:

$T_a = 16.011 + 0.926T_o$, siendo T_o la temperatura atmosférica cerca de la superficie, obtenida a partir de datos de estaciones meteorológicas.

$\epsilon = 1,009 + 0,47 * \ln(\text{IVN})$ (Van de Griend y Owe, 1993)

$\tau = 0.974290 - 0.08007w$ (alta T_o); $\tau = 0.982007 - 0.09611w$ (baja T_o), siendo w el contenido de vapor de agua atmosférico en g/cm^2 (Qin 2001).

7. Cálculo del albedo de onda corta mediante la suma ponderada de las reflectancias estimadas para distintas longitudes de onda, siguiendo la fórmula (Liang, 2001) :

$$\alpha = 0.0018 + 0.356 \rho_1 + 0.130 \rho_3 + 0.373 \rho_4 + 0.085 \rho_5 + 0.072 \rho_7 \quad (\text{Eq. 7})$$

8. Corrección geométrica y enmascarado de los productos. Las correcciones geométricas se realizaron usando una función de combado mediante un polinomio de segundo grado, a partir de 40 puntos de control, hasta conseguir un error de transformación medio menor de 1 píxel. Se utilizó como referencia geográfica el Mapa Digital de Usos y Coberturas de Andalucía (Moreira et al. 2007) Por último, se enmascararon todas las superficies acuáticas y urbanas.

Caja 1. Protocolo de procesamiento de imágenes Landsat y cálculo de variables funcionales para la clasificación funcional de los ecosistemas de Doñana y Cabo de Gata.

Caso 2. La diversidad funcional de los ecosistemas de Doñana: controles estructurales y la influencia humana.

Doñana es una de las regiones europeas más reconocidas por su valor ecológico, debido en gran medida a su posición biogeográfica estratégica y a su alta diversidad geofísica (Fernández-Delgado 1997). Al contrario que para el área de Cabo de Gata, la clasificación de los ecosistemas de Doñana ha sido abordada bajo muy diversos enfoques, aunque fundamentalmente atendiendo a variables ambientales estructurales incluyendo la composición florística, la fisionomía de la vegetación, morfogénesis, etc. (e.g. Allier et al. 1974; Amat 1986; Alés 1987; Castroviejo 1993; Montes et al. 1998). A pesar de ello falta la información más elemental sobre la dinámica en el funcionamiento de los ecosistemas de Doñana y su diversidad. Profundizar en el entendimiento de la heterogeneidad funcional de en esta región es importante, por un lado, por las estrechas conexiones que existen entre funcionamiento ecosistémico y conservación de la biodiversidad, y por otro por su importancia como área de referencia para evaluar cambios en ciclos biogeoquímicos en relación a distintos agentes del cambio global (Alcaraz-Segura et al. 2008). Además, Doñana representa una región ideal para experimentar clasificaciones funcionales en un ambiente biofísico complejo y donde se encuentran tres grados diferentes de protección: el Parque Nacional bajo una protección estricta, el Parque Natural donde se mantiene una explotación basada en usos tradicionales, y el Entorno no protegido con una intensa presión humana. Ello permite realizar inferencias acerca de la contribución relativa de factores biofísicos y humanos sobre el balance de materia y energía en los ecosistemas.

Una de las características funcionales más importantes de Doñana es la diferencia espacial en las dinámicas estacionales de captación de carbono (Paruelo, J., Fernández, N., Delibes, M, datos sin publicar). Por este motivo, es especialmente importante abordar la clasificación de sus ecosistemas considerando la estacionalidad, lo que requiere estimar variables funcionales en distintos períodos del año. Ello plantea la necesidad de introducir nuevas variables capaces de captar la estacionalidad, así como técnicas de clasificación capaces de operar con un volumen de datos aún más elevado.

El análisis de la heterogeneidad funcional de Doñana se basó en una serie de imágenes Landsat 7 ETM+ representativas de un ciclo meteorológico completo, seleccionando para ello una imagen representativa de una fecha tardía de cada estación (**Caja 1**). Se utilizaron imágenes de los años 2002-2003 como representación de un año típico por presentar una distribución de precipitación muy similar a la media de precipitaciones en Doñana. La clasificación de ecosistemas cubrió un área de 356 Km² abarcando una amplia variedad de ambientes tanto naturales como transformados bajo tres niveles de protección diferentes (Parque Nacional, Parque Natural y áreas periféricas no protegidas) y en distintas unidades geomorfológicas.

Criterios de agrupamiento

La definición de clases funcionales en Doñana estuvo guiada únicamente por la estructura numérica de los datos, permitiendo así obtener una clasificación libre de asunciones previas e independiente de otros tipos de clasificaciones (Fernández, N., Paruelo, J., Delibes, M, datos sin publicar). Para ello se estimaron, por un lado, variables funcionales de *primer orden* que sintetizaban el comportamiento anual de los ecosistemas, y por otro variables de *segundo orden* que capturaban la fenología estacional. En el primer grupo se incluyeron los valores anuales medios, máximos y el rango de variación a partir de valores de IVN, temperatura superficial y albedo estimados en todas las imágenes representativas del ciclo meteorológico 2002-2003 (**Caja 1**). Las variables de segundo orden se calcularon como las diferencias normalizadas entre estaciones consecutivas (verano-otoño, otoño-invierno, invierno-primavera y primavera-verano), incluyendo la imagen de verano de 2002 para completar el ciclo. Cada una de las variables se estandarizó multiplicando por la media y dividiendo por la desviación estándar. Como resultado se obtuvieron 21 variables con igual peso en la clasificación funcional. Por último, se estimó la disimilitud funcional entre los píxeles de la imagen mediante el cálculo de la matriz de distancias euclídeas. Dado el alto volumen de datos, estos cálculos se realizaron sobre una submuestra de la imagen espacialmente homogénea seleccionando uno de cada cuatro píxeles en los dos ejes del plano.

Heterogeneidad funcional del Entorno de Doñana

Los píxeles analizados se clasificaron mediante un análisis de agrupaciones no jerárquico sobre la matriz de disimilitudes, usando para ello un algoritmo de partición alrededor de medioides (PAM; Kaufman y Rousseeuw 1990). Dos propiedades interesantes de este método son, por un lado, su capacidad para operar con volúmenes grandes de datos mediante métodos de remuestreo, y por otro la robustez tanto de la configuración de los grupos resultantes como de su localización central (medioides) ante observaciones con valores extremos, habituales en datos de teledetección.

El objetivo de desarrollar una clasificación con el menor grado posible de subjetividad se resolvió usando un método numérico de selección de número óptimo de clases (tipos de ecosistemas) basado en el estadístico "Gap" (Tibshirani et al. 2001). Este método, aún con escasa implantación en clasificaciones ecológicas, analiza el cambio en la dispersión de los datos dentro del clúster con una dispersión de referencia obtenida a partir de una distribución nula, seleccionando el número menor de clases donde el cambio deja de ser significativo (**Fig. 5**). Se establecieron así ocho clases funcionales de ecosistemas en el entorno de Doñana, si bien la existencia de otras soluciones locales (al menos otra con 19 clases) sugiere la posibilidad de

alcanzar clasificaciones más detalladas (**Fig. 5**).

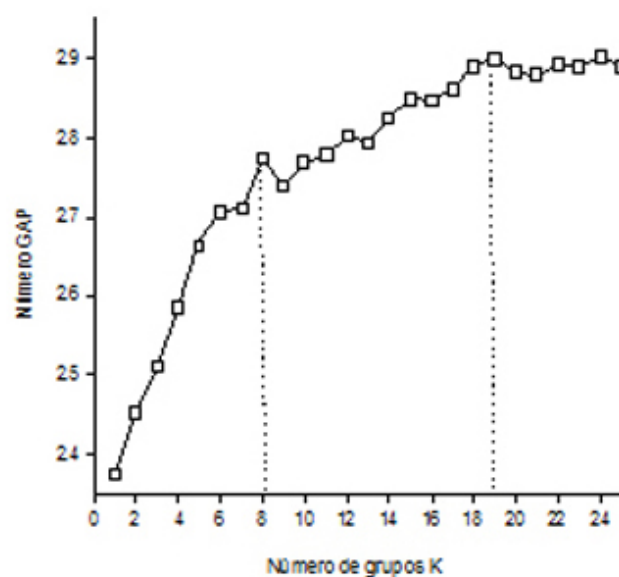


Figura 5. Valores del estadístico GAP (Tibshirani et al. 2001) para el rango de agrupaciones [1, 25] obtenidas mediante el algoritmo de partición alrededor de medioides. La distribución nula de referencia se generó mediante $B=100$ repeticiones bootstrap del cálculo de la distribución alineada con los componentes principales, evitando así asunciones sobre la distribución de datos. El número óptimo de clases K se obtuvo a partir del valor menor que cumplió la condición:

$\text{Gap}(K) \geq \text{Gap}(K + 2) - S_{k+2}$, siendo $S_k = SD_k \sqrt{1 + 1/B}$ y SD_k la desviación estándar estimada a partir del muestreo bootstrap. El gráfico muestra un número de clases óptimo en $K=8$, aunque también se observa una segunda solución local en $K = 19$. El análisis de diversas soluciones locales es prometedor para generar clasificaciones funcionales con distintos niveles jerárquicos de complejidad.

A partir de la clasificación de la submuestra de píxeles puede obtenerse un mapa de la distribución espacial de clases funcionales mediante la aplicación de algoritmos de clasificación no supervisada. La **Figura 6** muestra el mapa de ecosistemas de Doñana con ocho clases funcionales tras una clasificación de máxima verosimilitud. El mapa da una buena idea de la alta heterogeneidad funcional de la región, mostrando un cuadro paisajístico donde, si bien se reconocen algunas unidades claramente agregadas, también se observa un intercalado complejo entre clases funcionales en buena parte de la región. La variabilidad en la distribución de las clases funcionales aparece parcialmente asociada al nivel de protección. En resumen, el Parque Nacional está ocupado en su mayoría por tres clases funcionales de ecosistemas: la clase 6, exclusiva de zonas de marisma, donde es mayoritaria; y las clases 1 y 4 presentes sobre todo en arenas estabilizadas del manto eólico, aunque también en otras formaciones morfogénicas. Dentro del Parque Nacional se encuentra también la Clase 5 que, si bien ocupa una parte minoritaria (~8% del Parque) coincidiendo con dunas activas del manto eólico en áreas protegidas. En el lado opuesto se encuentran las clases 2, 3, 7 y 8, que representan en conjunto más del 50% de las zonas no protegidas y que tienen sólo una representación marginal en los Parques.

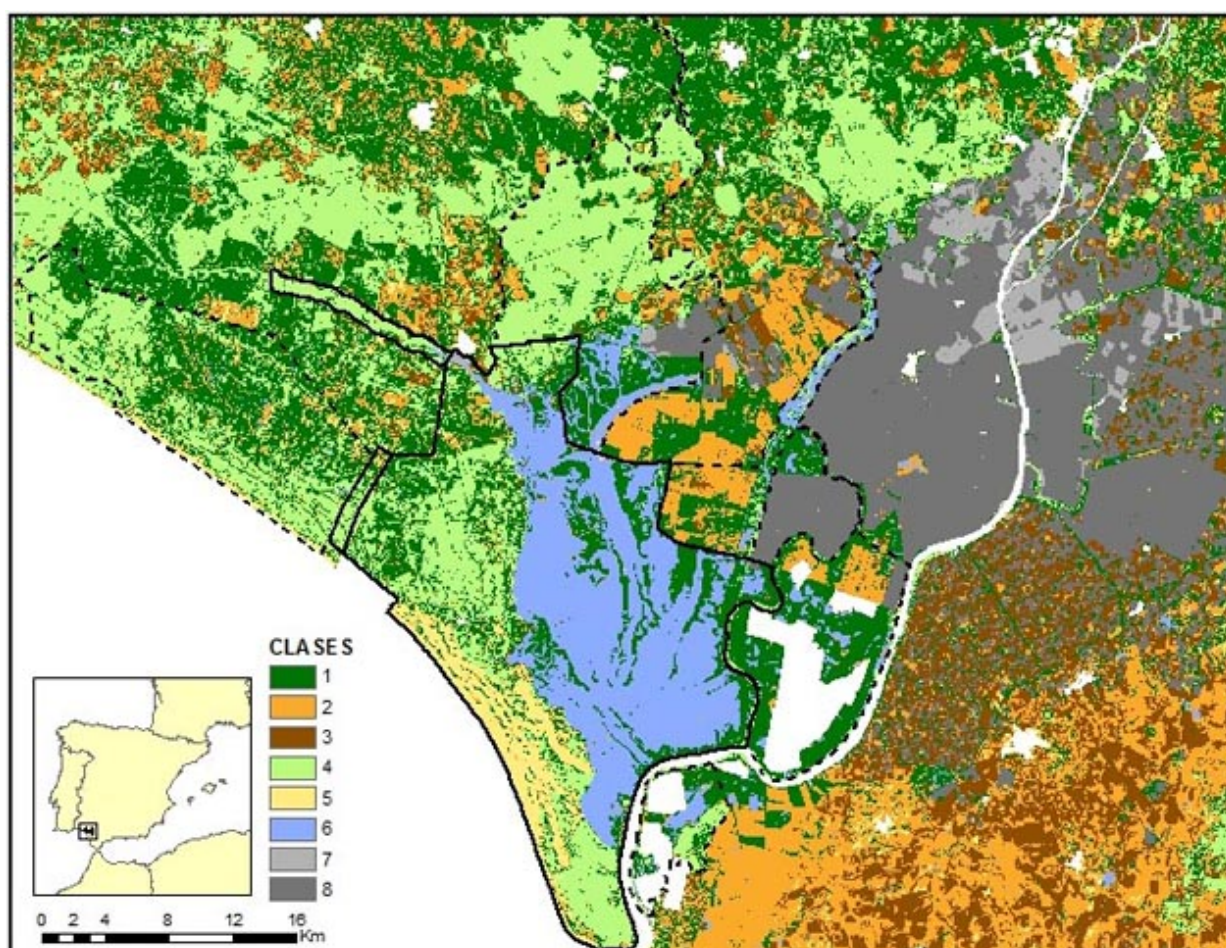


Figura 6. Mapa de la distribución de clases funcionales de ecosistemas en Doñana bajo el nivel de clasificación $K = 8$. La línea continua representa los límites del Parque Nacional, y las discontinuas los distintos sectores del Parque Natural. El resto son zonas no protegidas.

Caracterización de clases funcionales

La **Figura 7** resume las relaciones de similitud entre las ocho clases funcionales de ecosistemas identificados en Doñana, así como algunos factores clave que las diferencian. La clase 5, la que mayor distancia funcional presenta respecto a las demás, estuvo caracterizada fundamentalmente por valores anuales medios y máximos de albedo extremadamente altos (véase también la **Figura 8**). Los siguientes niveles de segregación funcional se observan en las clases 7 y 8, diferenciándose de las sucesivas en un incremento veraniego en IVN contrario a los típicos descensos de ecosistemas mediterráneos, así como la ausencia de un incremento drástico en la T_s . Junto con la clase funcional 6, dominante en la marisma natural, estas cuatro clases mostraron los menores valores medios de IVN anual (**Fig. 8**). Esta última se caracterizó, además, por un inicio tardío en la estación de crecimiento (resultados no mostrados). Por último, se observa una agrupación de las clases 1 a 4 coincidiendo con valores relativamente más altos y estables de IVN. Sólo en las clases 1 y 4 se observó un marcado incremento otoñal en el IVN, coincidiendo con el final de la estación de sequía.

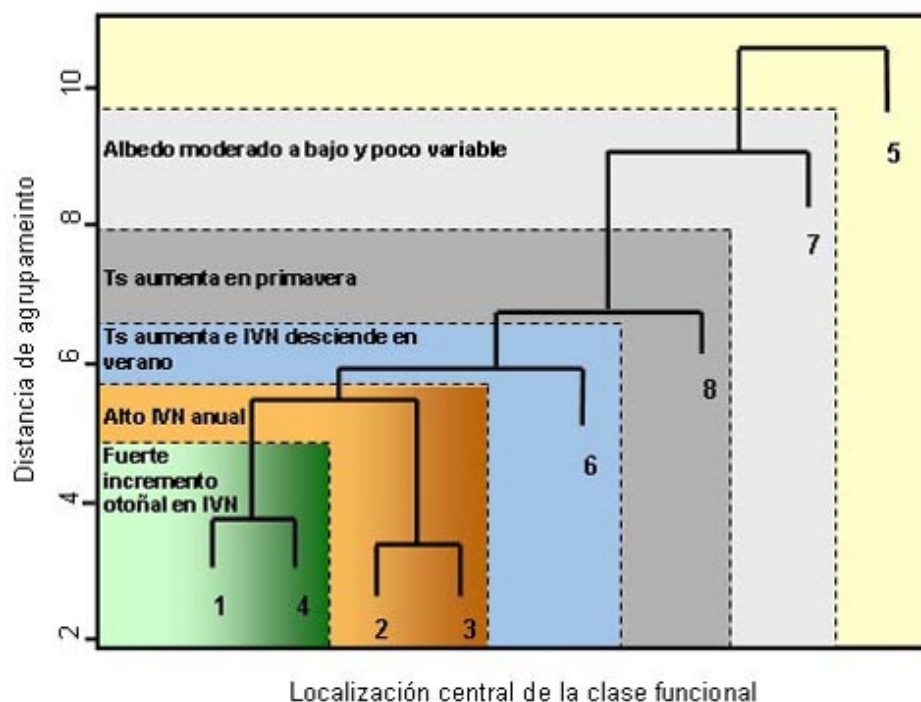


Figura 7. Agrupación jerárquica de las clases funcionales de ecosistemas de Doñana mediante cluster, con las características funcionales discriminadoras más significativas asociadas a cada bifurcación del clúster.

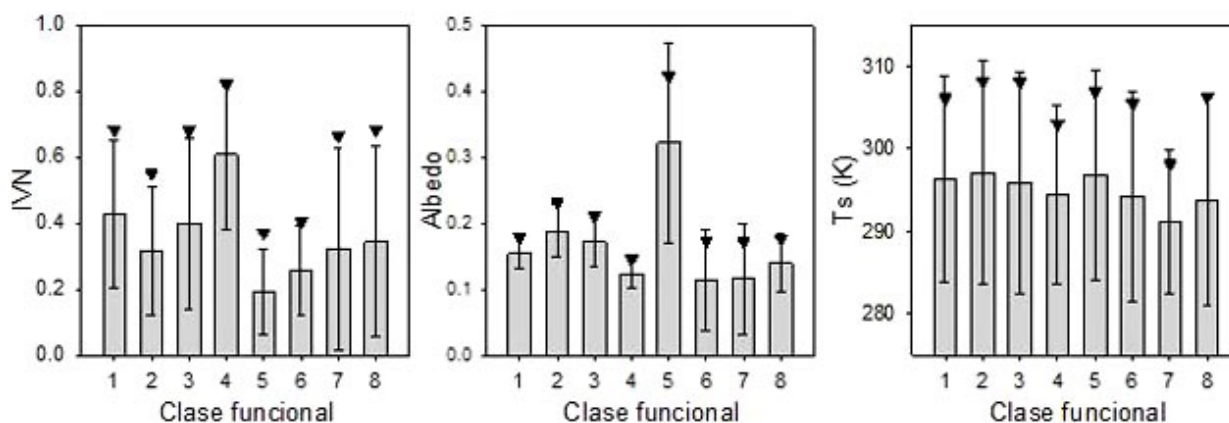


Figura 8. Comportamiento medio anual del IVN, albedo y temperatura superficial en las clases funcionales de Doñana. Los histogramas representan el valor medio anual; las barras, el rango; y los triángulos invertidos el valor máximo, promediados para todos los píxeles que constituyen la clase respectiva.

Relaciones entre clases funcionales y unidades estructurales en Doñana

En Doñana confluyen unidades paisajísticas con morfogénesis muy diversa que es, en buena parte, responsable de la alta diversidad fisionómica de sus ecosistemas. Si bien se ha postulado que esta característica determina las propiedades funcionales de los ecosistemas de Doñana (Montes et al. 1998), dicha hipótesis no ha sido suficientemente contrastada. Por otro lado, la región de Doñana engloba áreas sometidas a muy distintas presiones antrópicas cuya influencia sobre las propiedades funcionales también han sido poco estudiadas. Un análisis de correspondencias entre la clasificación funcional y unidades de paisaje definidas en función de la morfogénesis y la protección del terreno muestra una asociación sólo parcial entre ambos tipos de caracterizaciones (**Fig. 9**). La asociación más clara entre unidades paisajísticas y clases funcionales se encuentra en las *Formaciones Estuarinas*, con una clara separación del resto de las clases y una segregación asociada al nivel de protección entre la clase funcional 6 (dominante en *Formaciones Estuarinas del Parque Nacional*) y las 7 y 8 (áreas no protegidas). También se encuentra una segregación clara de la Clase 5 coincidiendo con las *Dunas Móviles del Parque*

Nacional. No obstante, llama la atención que dunas móviles fuera del Parque Nacional contengan proporción mucho menor de la Clase 5, estando constituidas por una mayor diversidad de clases funcionales.

Las clases funcionales 2 y 3 mostraron también una asociación clara con *Formas Coluvio-Fluviales* y *Denudativas* en zonas no protegidas (**Fig. 9**). Por último, la mayoría de las unidades del paisaje (*Formas Coluvio-Fluviales* en áreas protegidas y *Glacis* y *Dunas Fijas* en áreas protegidas y no protegidas) estuvieron constituidas mayoritariamente por las Clases funcionales 1 y 4 aunque mostraron también una composición de clases funcionales heterogénea. Estos resultados indican, por un lado, que en los espacios mejor conservados sólo unas pocas clases funcionales peculiares (Clases 5 y 6) están inequívocamente asociados a unidades geomorfológicas particulares, y por otro que la interacción entre geomorfología e intensidad de uso del suelo tiene un fuerte impacto sobre la diversidad funcional de ecosistemas.

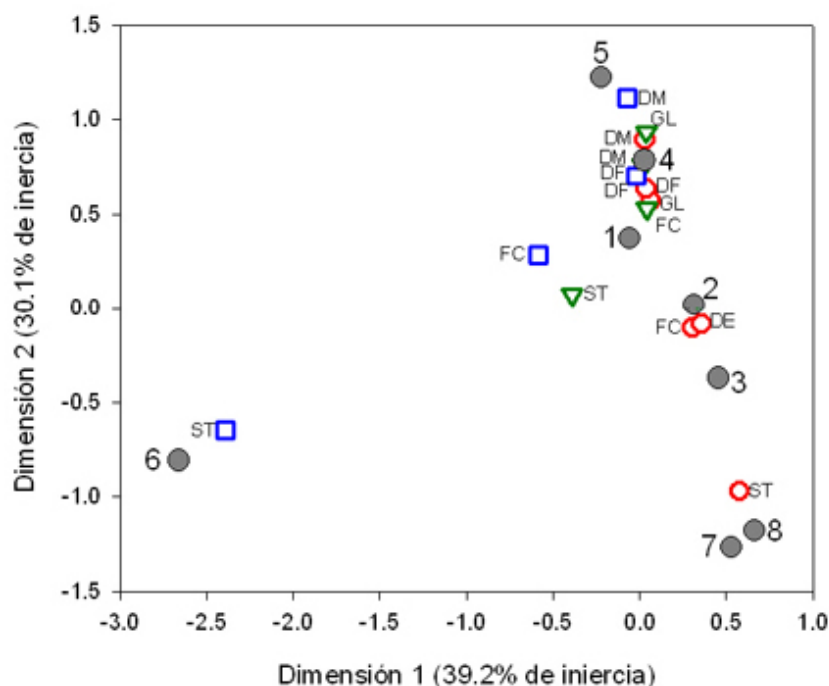


Figura 9. Análisis de correspondencias entre clases funcionales de ecosistemas en Doñana y unidades paisajísticas definidas en base a la morfogénesis y el grado de protección. Los círculos grises representan las 8 unidades funcionales distribuidas en el espacio definido por dos dimensiones de la matriz de correspondencias. Los cuadrados azules indican unidades paisajísticas dentro del Parque Nacional; los triángulos verdes, del Parque Natural; y los círculos rojos en áreas no protegidas.

ST = formas estuarinas. DM = Dunas Móviles. DF = Formas Dunares Fijas. FC = Formas Fluvio-Coluviales. GL = Glacis. DE = Lomas y Llanuras Denudativas.

Conclusiones

La clasificación funcional de ecosistemas en Doñana y Cabo de Gata mostró ser una aproximación eficiente para la caracterización de la heterogeneidad espacial en propiedades complejas de intercambio de materia y energía con la atmósfera. En primer lugar, estas clasificaciones permitieron reducir la enorme variabilidad observada en IVN, albedo y temperatura superficial, facilitando la caracterización funcional y su representación espacial en forma de mapas de forma resumida en unas pocas unidades. Además, el carácter netamente cuantitativo de este tipo de variables permitió diseñar clasificaciones basadas en métodos numéricos, reduciendo así los problemas asociados a la introducción de criterios subjetivos en el reconocimiento de unidades ecosistémicas (Host et al. 1996).

Una de las principales dificultades de las clasificaciones funcionales es la descripción de unidades que, por su carácter intangible, carecen de propiedades identificables de forma intuitiva. En este sentido, el análisis de variables sintéticas del comportamiento funcional temporal por un lado (e.g. media, máximos y dispersión anual) y de la fenología por otro, mostraron ser de gran utilidad para entender las diferencias esenciales entre clases funcionales, particularmente en Doñana donde se pudo contar con una muestra representativa del ciclo anual. No obstante, si bien los parámetros funcionales que aquí hemos analizado tienen un claro significado funcional, creemos necesaria la incorporación de nuevas variables más estrechamente relacionadas con los procesos ecofisiológicos en la caracterización de ecosistemas (Fernández, N., Paruelo, J., Delibes, M, datos sin publicar). Esto puede abordarse mediante la estimación directa de parámetros como la evapotranspiración (Nosetto

et al. 2005) o la cantidad de radiación fotosintéticamente activa absorbida (Piñeiro et al. 2006) combinando variables de teledetección y datos de campo. Las múltiples posibilidades de análisis funcional -tanto en la selección de atributos funcionales como en la escala de análisis- hacen que no haya un sólo agrupamiento posible, sino que la elección dependerá en cada caso de los objetivos concretos de la descripción. La calidad de la clasificación resultante dependerá fundamentalmente de su capacidad para describir patrones de heterogeneidad en las propiedades ecosistémicas de interés.

Tradicionalmente se ha asumido una relación directa entre las características estructurales y las propiedades funcionales de los ecosistemas, considerándose que las clasificaciones basadas en atributos fisionómicos son un buen reflejo del funcionamiento. Sin embargo, la asociación entre las propiedades ópticas de la superficie terrestre y el funcionamiento de ecosistemas es más directa que las correlaciones empíricas que se puedan derivar de la estructura de la vegetación y otros atributos del paisaje. Si bien tanto en Doñana como en Cabo de Gata hemos podido comprobar un cierto grado de correspondencia entre unidades de paisaje y clasificaciones funcionales, la asociación entre ambas dista de ser generalizable. Pensamos que las clasificaciones funcionales basadas en datos de teledetección representan un complemento necesario a las descripciones estructurales del paisaje, siendo imprescindibles para abordar la evaluación de la heterogeneidad espacial, los ciclos y las tendencias en los ecosistemas. Ello se hace aún más necesario bajo la premura de monitorear servicios ecosistémicos en un contexto de cambio global, a la vez que más alcanzable gracias a la disponibilidad creciente de datos y herramientas de teledetección.

Agradecimientos

Los estudios descritos fueron financiados por el Programa Doñana 2005 (Ministerio de Medio Ambiente y Agencia del Agua de la Junta de Andalucía), el proyecto “Desarrollo rural y sostenibilidad ambiental: diseño y ejecución de programas de seguimiento” (Junta de Andalucía) y el Proyecto de Excelencia de la Junta de Andalucía #01288. Las imágenes de satélite utilizadas pertenecen al banco de imágenes del LAST - Estación Biológica de Doñana y a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. María Mercedes Vasallo y Mayra Milkovic ayudaron con el procesamiento de las imágenes de satélite. Agradecemos a Domingo Alcaraz-Segura, Cecilio Oyonarte, José M. Paruelo, Juan P. Guerschman, Javier Cabello y Paula Escribano que colaboraron inicialmente en los análisis realizados en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar.

Referencias

- Aguiar, M.R., Paruelo, J.M., Sala, O.E., Lauenroth, W.K. 1996. Ecosystem responses to changes in plant functional type composition: An example from the Patagonian steppe. *Journal of Vegetation Science* 7:381-390.
- 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., Cabello, J., Paruelo, J.M., Delibes, M. 2008. 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
- Allier, C., González-Bernáldez, F., Ramírez-Díaz, L. 1974. *Mapa ecológico 1/10.000 de la Reserva Biológica de Doñana*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Sevilla. España.
- Alés, E. (1987) *Cartografía de la vegetación arbórea y evolución del matorral de la Reserva Biológica de Doñana*. Tesis de Licenciatura, Universidad de Sevilla. España.
- Amat, J. A., Montes, C., Torres, A. 1986. *Parque Nacional de Doñana. Mapa ecológico*. ICONA, Madrid.
- Castroviejo, J. 1993. *Memoria del Mapa del Parque Nacional de Doñana*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas y Junta de Andalucía, Sevilla.
- Chavez, P.S. 1988. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment* 24:459-479.
- Dickinson, R. E. 1983. Land surface processes and climate. Surface albedos and energy balance. En: Saltzman, B. (Ed.) *Theory of Climate (Advances in Geophysics)* Vol. 25, pp. 305-353. Academic Press, New York, USA
- Escribano, P. 2002. *Definition of zonation units in Cabo de Gata - Níjar Natural Park*. Thesis Report GIRS-2002-045. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Escribano, P., Palacios-Orueta, A., Oyonarte, C. 2008. Cuantificación y distribución espacial de los tipos de cubierta en los

- ecosistemas semiáridos con imágenes hiperespectrales, caso práctico en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería). *Ecosistemas* 17(3):79-88.
- Fernández-Delgado, C. 1997. Conservation management of an European Natural Area: Doñana National Park, Spain. En: Groom, M.J., Meffe, G.K., Carroll, C.R. (Eds.), *Principles of Conservation Biology*, pp. 536-543. Third Edition. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts, USA.
- González-Bernáldez, F. 1981. *Ecología y Paisaje*. Blume. Madrid. España.
- Host, G.E., Polzer, P.L., Mladenoff, D.J., White, M.A., Crow, T.R. 1996. A quantitative approach to developing regional ecosystem classifications. *Ecological Applications* 6:608-618.
- Jackson, R.D., Reginato, R.J., Idso, S.B. 1977. Wheat canopy temperature: a practical tool for evaluating water requirements. *Water Resources Research* 13:651-656.
- Kaufman, L., Rousseeuw, P.J. 1990. *Finding Groups in Data: An Introduction to Cluster Analysis*. John Wiley and Sons, Nueva York. USA.
- Kerr, J.T., Ostrovsky, M., 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution* 18:1-7.
- Klijn (1994). *Ecosystem classification for environmental management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Liang S., 2001. Narrowband to broadband conversions of land surface albedo. I. Algorithms. *Remote Sensing of Environment* 76:213-238.
- Montes, C., Borja, F., Bravo, M.A., Moreira, J.M. 1998. *Reconocimiento biofísico de Espacios Naturales Protegidos. Doñana: una aproximación ecosistémica*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla. España.
- Moreira, J.M., 2007. *Mapa de usos y coberturas vegetales de Andalucía Escala 1/25.000. Guía técnica*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla, España.
- Nosetto, M.D., Jobbágy E.G., Paruelo, J.M. 2005. Land use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology* 11:1-17.
- Paruelo, J.M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17(3):4-22.
- Paruelo, J.M., Golluscio, R.A., Guerschman, J.P., Cesa, A., Jouve, V.V., Garbulsky, M.F., 2004. Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes. *Global Ecology and Biogeography* 13:385-395.
- Paruelo, J.M., Jobbágy, E.G., Sala, O.E. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* 4:683-698.
- Paruelo, J.M., Piñeiro, G., Oyonarte, C., Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., Escribano, P. 2005. Temporal and spatial patterns of ecosystem functioning in protected arid areas of Southeastern Spain. *Applied Vegetation Science* 8:93-102.
- Piñeiro, G., Oesterheld, M., Paruelo, J.M. 2006. Seasonal variation in aboveground production and radiation use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems* 9:357-373.
- Prince, S.D. 1990. High Temporal Frequency Remote Sensing of Primary Production using NOAA AVHRR. En: Steven, M.D., Clark, J.A. (Eds.), *Applications of remote sensing in agriculture*, pp: 427. Butterworths, London, UK.
- Tibshirani, R., Walther, G., Hastie, T. 2001. Estimating the number of clusters in a data set via the gap statistic. *Journal of the Royal Statistical Society Series B-Statistical Methodology* 63:411-423.
- Qin, Z. 2001. A mono-window algorithm for retrieving land surface temperature from Landsat TM data and its application to the Israel-Egypt border region. *International Journal of Remote Sensing* 22:3719-3746.

Van de Griend A.A., Owe, M. 1993. On the relationship between thermal emissivity and the normalized difference vegetation index for natural surfaces. *International Journal of Remote Sensing* 14:1119-1131.

Wiegand, T., Jeltsch, F., Hanski, I., Grimm, V. 2003. Using pattern-oriented modeling for revealing hidden information: a key for reconciling ecological theory and application. *Oikos* 100:209-222.