

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)

P. Escribano ¹, A. Palacios-Orueta ², C. Oyonarte ¹

(1) Dpto. de Edafología y Química Agrícola, CITE IIB, Universidad de Almería, 04120, Almería. España.

(2) Dpto. de Silvopascicultura, Escuela Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, 28040 Madrid. España.

➤ Recibido el 14 de julio de 2008, aceptado el 4 de septiembre de 2008.

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.

En ecosistemas semiáridos mediterráneos la alta variabilidad espacial y la baja actividad de la vegetación hacen que las técnicas de teledetección multispectrales presenten severas limitaciones en el estudio de variables como la cobertura vegetal. La cobertura vegetal está relacionada con la productividad del ecosistema y su cuantificación resulta muy útil para comprender y detectar cambios en su funcionamiento. En este trabajo hemos explorado la posibilidad de cuantificar los tipos de cubiertas (suelo, vegetación fotosintética y no fotosintéticamente activa) en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería) mediante la aplicación de modelos de mezclas en imágenes hiperespectrales. Nuestro objetivo es generar información cuantitativa que pueda ser utilizada en programas de seguimiento. A pesar de la alta variabilidad espectral encontrada ha sido posible cuantificar los distintos tipos de cubierta del área, previamente estratificada mediante criterios ecosistémicos. Los resultados han ayudado a establecer los rangos de variabilidad espectral en los ecosistemas estudiados. Al mismo tiempo, han permitido la identificación y análisis de los patrones de distribución espacial de las cubiertas en cada ecosistema, relacionados con procesos específicos de cada uno de ellos. Estos resultados contribuyen de forma significativa al desarrollo de metodologías de detección de cambio basadas en técnicas hiperespectrales.

Palabras clave: Análisis de mezclas, patrones espaciales, seguimiento, elementos de degradación

Escribano, P., Palacios-Orueta, A., Oyonarte, C. (2008). Quantification and spatial distribution of land-cover types in semiarid environments with hyperspectral imaging, a case study in Cabo de Gata-Níjar Natural Park (Almería). *Ecosistemas* 17(3):79-88.

In semiarid environments the high spatial variability along with the low photosynthetic activity of vegetation results in difficulties of multispectral sensors in retrieving vegetation cover. Vegetation cover is a key variable in ecosystem processes and directly related with primary productivity. We have assessed the use of hyperspectral sensors and spectral mixing analysis to quantify land-cover types (soil, photosynthetic and non-photosynthetic vegetation) in Cabo de Gata-Níjar Natural Park. The analysis was performed within homogeneous ecosystems which allowed breaking down the high spatial variability of the area making possible the quantification of land-cover types. The aim of this work is to generate quantitative information for monitoring programs. The results allowed establishing the range of variability within each ecosystem type while identifying and analysing land-cover types link with specific ecosystem processes. Besides, it was possible to identify the distinct spatial patterns of land-cover types in each ecosystem studied. These results contribute significantly as the basis for the development of change detection methodologies based on hyperspectral data.

Key words: Spectral mixing analysis, spatial pattern, monitoring, degradation features

Introducción

La disponibilidad de información espacialmente continua y regular en el tiempo resulta esencial para la elaboración de programas de seguimiento de espacios naturales, ya que potencialmente permite diferenciar las dinámicas naturales de las perturbaciones antrópicas. La teledetección es muy útil en este sentido ya que permite obtener información espacialmente explícita y estadísticamente representativa (Coppin et al. 2004) de variables del ecosistema. Algunas de ellas relacionadas con la productividad del ecosistema, como la cobertura vegetal o la cantidad de materia vegetal seca, y otras relacionadas con procesos de degradación del suelo, como la presencia de costra calcárea en superficie (Rubio y Bochet 1998), y que pueden contribuir a comprender la dinámica de los ecosistemas.

La información de teledetección más comúnmente utilizada es la usada por los sensores multiespectrales a bordo de satélites. Estos sensores adquieren información en un número pequeño de canales del espectro electromagnético, en el rango óptico e infrarrojo reflejado, y cuentan con una resolución espacial entre media y baja. Los sensores hiperespectrales sin embargo cuentan con un gran número de canales, estrechos y contiguos, que permiten la representación continua de los valores de reflectancia (curvas de reflectancia) que resultan específicas de cada tipo de cubierta, a las que se denomina "firmas espectrales". Estas firmas pueden ser interpretadas en función de tres tipos de información: el albedo o altura de la curva, la forma de la curva y las bandas de absorción específicas.

Los sensores multiespectrales son muy útiles para el análisis de zonas donde la señal de la vegetación es robusta. Sin embargo, en zonas semiáridas la información multiespectral presenta limitaciones considerables debido, entre otros factores, a la baja densidad de vegetación y la alta proporción de material vegetal seco, que está presente incluso entre la vegetación fotosintéticamente activa (Okin y Roberts 2004). Asimismo, en estos ecosistemas la señal del suelo presenta una gran influencia en las estimaciones de la cobertura vegetal (Huete 1985) debido a la distribución en parches de la vegetación. Sin embargo, la gran cantidad de información contenida en las firmas espectrales obtenidas mediante técnicas hiperespectrales permite la discriminación y cuantificación de las cubiertas del paisaje (Smith et al. 1990), la discriminación de diferentes especies vegetales (Lewis 2000), así como la cuantificación de propiedades específicas de la vegetación (Peñuelas et al. 1997) y los suelos (Baumgardner et al. 1985).

En los sistemas semiáridos mediterráneos, con una alta variabilidad espacial, es útil el uso de técnicas que permiten detectar y cuantificar cubiertas a nivel subpixel, como los modelos de mezclas (SMA) (García-Haro et al. 2005). Estos modelos se basan en la hipótesis de que cada píxel es una mezcla física de un número finito de componentes, y que la firma espectral resultante es una combinación lineal de la firma espectral de cada componente. La variabilidad espectral contenida en una escena se describe con un pequeño número de elementos puros, y mediante los modelos de mezclas se identifica y cuantifica su abundancia dentro de cada píxel. De este modo, los modelos permiten cuantificar la proporción de la vegetación verde dispersa, de vegetación seca sobre suelo, y de suelo desnudo. Una de las dificultades para la aplicación de los modelos de mezclas es la identificación de firmas espectrales suficientemente puras (correspondiente a un único componente), y al mismo tiempo representativas, de la zona de estudio. Esta dificultad se debe a que la alta variabilidad espectral de una cubierta (con diferencias en contenidos de agua, clorofila, o arquitectura foliar en vegetación, o en las propiedades geoquímicas o rugosidad en los suelos) hace difícil asociar una única respuesta espectral a un tipo de cubierta.

Para soslayar este problema diversos autores han utilizado modelos de mezclas múltiples (Roberts et al. 1998) que permiten la incorporación de la variabilidad espectral de una escena en el modelo. Sin embargo, el número de modelos resultante es alto y específico de cada píxel lo que puede dar lugar a una falta de continuidad espacial en la distribución de las coberturas, y altos errores en las proporciones de cada fracción resultante (García-Haro et al. 2005). Una alternativa para reducir la complejidad espectral de una escena es su clasificación en unidades con características espectrales relativamente homogéneas en las que realizar el análisis de mezclas (García-Haro et al. 2005). Igualmente esta clasificación puede realizarse según criterios ecológicos, de tal modo que el análisis de mezclas se realice dentro de ecosistemas con características homogéneas en cuanto al tipo de suelo, vegetación y usos. De esta forma aseguramos cierta homogeneidad espectral al tiempo que nos permite establecer los rangos de variabilidad conforme a las propiedades y perturbaciones propias de cada ecosistema.

El objetivo de este trabajo es identificar y cuantificar tipos de cubiertas en tres ecosistemas dentro del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería) mediante la aplicación de modelos de mezclas a imágenes hiperespectrales. Las cubiertas evaluadas son presencia y extensión de suelo desnudo, vegetación fotosintética y no fotosintéticamente activa, así como costra calcárea. Se propone que la información generada constituya un estado de referencia del Parque, para ser utilizado en estudios de seguimiento e identificación de cambios en las variables estudiadas. Dado el carácter cuantitativo y continuo de la información generada, también se pretende explorar su utilidad para identificar cambios en los patrones de distribución, elemento clave en la evaluación del estado del sistema y base de un sistema de alerta temprano.

Material y métodos

El Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (en adelante, Parque) cubre una extensión de 38.000 hectáreas terrestres en la provincia de Almería, en el sureste español (**Fig. 1**). Este enclave es uno de los pocos lugares, en toda Europa, protegido por su carácter semiárido y estepario. El área incluye diferentes tipos de paisajes asociados a materiales volcánicos y calizas arrecifales, distinguiéndose grandes unidades paisajísticas: Planicie, Valles, Piedemontes, Lomerios y Montañas. La vegetación es muy variada, con una alta proporción de endemismos y una alta diversidad de comunidades vegetales. La vegetación dominante en la zona de montaña está constituida por matorrales de *Stipa tenacissima* asociados a otras especies como *Chamaerops humilis* o *Periploca angustifolia*, con una gran diversidad florística y estructural. En las zonas arenosas propias de la Planicie aparecen otras especies como *Tamarix sp.* o *Ziziphus loti*. Los pastizales ocupan amplias superficies, asociadas principalmente a cultivos de secano en zonas de Piedemonte, en la Montaña, o en dunas de la Planicie (Escribano 2002).

Para la selección de las áreas de trabajo se consideró la estratificación realizada por Escribano (2002), reflejada en una cartografía de ecosistemas del Parque basada en un sistema de clasificación jerárquico. Entre las clases establecidas se eligieron dos grandes tipos de paisajes con características biofísicas contrastantes: la Planicie y la Montaña. Dentro de estos, se seleccionaron tres ecosistemas con diferencias litológicas y edáficas: la Planicie arenosa, la Montaña volcánica y la Montaña calcárea (**Fig.1**).

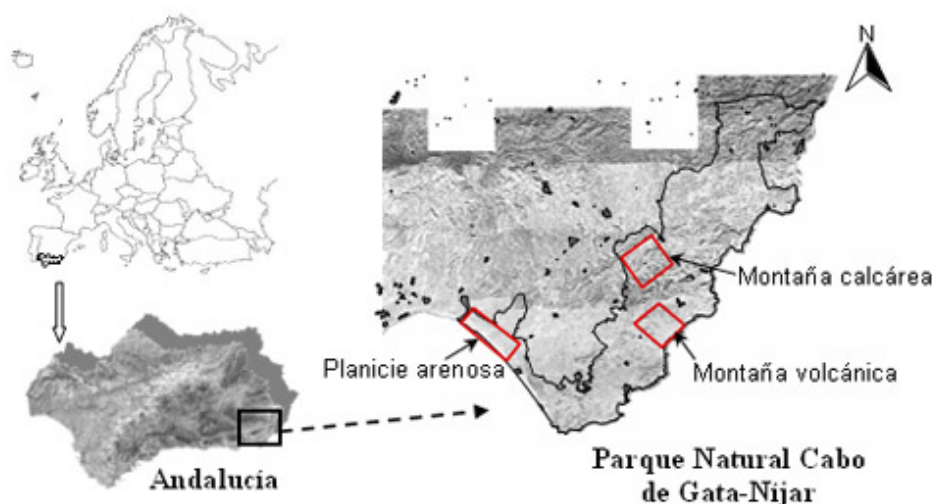


Figura 1. Localización del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería). En rojo, situación de los tres ecosistemas seleccionados para el estudio: Planicie arenosa, Montaña volcánica y Montaña calcárea

La información hiperespectral consiste en un mosaico compuesto por 5 escenas del sensor hiperespectral aerotransportado Hymap. La resolución espacial de la imagen es de 5 m, con 126 canales, en un rango entre 400 nm – 2500 nm. La imagen se tomó en Agosto del 2005, y fue corregida atmosférica y geométricamente con el algoritmo ATCOR 4 (Richter y Schlöpfer 2002). Para los trabajos en campo se establecieron un total de 30 parcelas, de 10x10 metros, distribuidas en los ecosistemas seleccionados. En estas parcelas se cuantificaron mediante transectos los diferentes tipos de cubierta, siguiendo el método propuesto por Tongway y Hindley (1995). Para la validación la cobertura de la fracción vegetación fotosintética (VFA) y no fotosintéticamente activa (VNF) se cuantificó en campo como porcentaje total de vegetación.

En imagen, la cuantificación de las cubiertas se realizó mediante análisis de mezclas lineal simple (SMA) (Adams y Smith 1986). El modelo se utilizó de forma independiente para cada uno de los tres ecosistemas seleccionados, utilizando el software ENVI (versión 4.3 Research Systems, Inc., Boulder, CO). Los elementos puros de cada ecosistema se seleccionaron a través de un sistema semi-automático en dos pasos. En primer lugar se calculó el índice de pureza para todos los píxeles de cada ecosistema a través del algoritmo PPI (Pixel Purity Index, Envi 4.3). El PPI es una rutina de búsqueda de los píxeles de imagen más puros espectralmente, que son preseleccionados como elementos puros. Así, se preseleccionaron n-1 elementos puros (siendo n número de bandas), los cuales se agruparon en VFA, VNF, Suelo y desconocidos. En el caso de

la Planicie, los elementos puros de suelo se agruparon en función de los dos tipos de sustratos dominantes: las arenas y la costra calcárea. En los análisis de Montaña calcárea y volcánica se incluyó además un elemento puro de sombra fotométrica (Adams y Smith 1986). La firma de Sombra no se incluyó en el ecosistema de Planicie por ser un área con pocos desniveles topográficos. En el segundo paso las firmas espectrales preseleccionadas se compararon con datos de una librería espectral del Parque, seleccionando las firmas más semejantes a las obtenidas en campo según los parámetros identificativos de cada componente establecidos por Escribano et al. (en prensa). Por último se realizaron sucesivos modelos de mezclas con las distintas combinaciones de suelo/VNF/VFA/sombra, y se seleccionó el modelo que cumpliera los siguientes requisitos: 1) que el error cuadrático medio del modelo (RMSE) fuera bajo, y que no mostrara un patrón espacial claro; 2) que las fracciones de VFA y Sombra estuvieran correlacionadas con el NDVI y Albedo de la imagen respectivamente; y 3) que hubiera menos de un 5% de los píxeles con valores menores -1% o mayores de 101% para cada cubierta. Se normalizó la influencia de la sombra para cada una de las cubiertas (eq.1) siguiendo Adams et al. (1993)

$$\text{Cubierta}_{\text{normalizada}} = \text{Cubierta} / (1 - \text{Sombra}) \quad (\text{eq.1}).$$

donde:

- $\text{Cubierta}_{\text{normalizada}}$ = proporción de un píxel ocupada por una cubierta después de haberla corregido para la sombra
- Cubierta = proporción de un píxel ocupada por una cubierta (Suelo, VNF, VFA)
- Sombra = proporción de un píxel ocupada por sombra

Por último, se realizó una doble validación del modelo. En primer lugar se comprobó mediante una regresión lineal la similitud entre los porcentajes de cada fracción medidos en campo y los obtenidos a partir del modelo, asimismo se realizó una matriz de confusión para cuantificar el porcentaje de error promedio de cada fracción por comisión y por omisión.

Resultados y discusión

Se aprecia una gran variabilidad entre los elementos puros seleccionados, especialmente en las firmas de Suelo (**Fig. 2**). Esta variabilidad espectral entre suelos puede tener una repercusión importante en la firma espectral de píxeles con mezclas de vegetación y suelo (Huete 1985), siendo una situación habitual en ecosistemas semiáridos. Por ello es crucial la selección de elementos puros de forma específica de cada ecosistema, eliminando de esta forma una parte importante de la variabilidad.

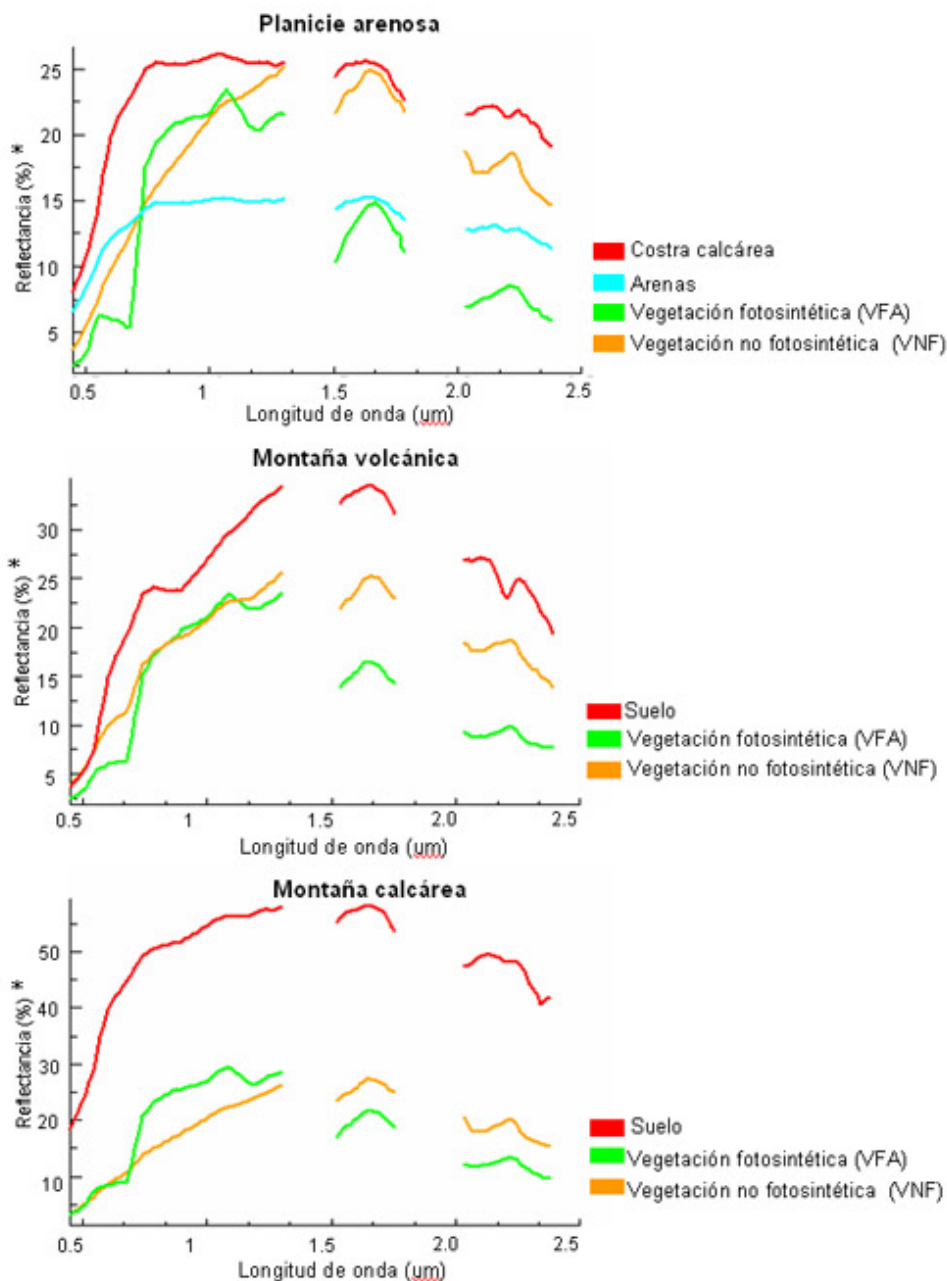


Figura 2. Firmas espectrales en imagen de los elementos puros seleccionados para los análisis de mezclas, los elementos seleccionados (suelo, VFA, VNF) difieren entre los ecosistemas.

* la escala del eje de ordenadas es específica en cada gráfico, con el objetivo de facilitar la percepción de las diferencias entre las firmas espectrales.

Los elementos puros de VFA son más parecidos entre ecosistemas que los de suelos. En el ecosistema de Planicie el espectro seleccionado se corresponde con *Ziziphus loti*, mientras que en Montaña volcánica se corresponde con *Chamaerops humilis*, y en Montaña calcárea a *Retama sphaerocarpa*. En el caso de VNF se observan diferencias importantes entre el elemento de la Montaña volcánica, que se corresponde con una especie de pastizal perenne (*Stipa tenacissima*), y el correspondiente a la Planicie y la Montaña calcárea, cuyos espectros de VNF corresponden al pastizal herbáceo anual.

Mediante la aplicación del modelo de mezclas se ha cuantificado la superficie que ocupa cada uno de los tipos de cubierta en un píxel. En la **Figura 3** muestra la distribución de las cubiertas de suelo y vegetación para cada ecosistema. En general, se observa que en todos los ecosistemas VNF es dominante frente a VFA, aspecto que confirma los gráficos de distribución de frecuencias de la **Figura 4**, propio de ecosistemas semiáridos en la época de verano, cuando fue tomada la imagen.

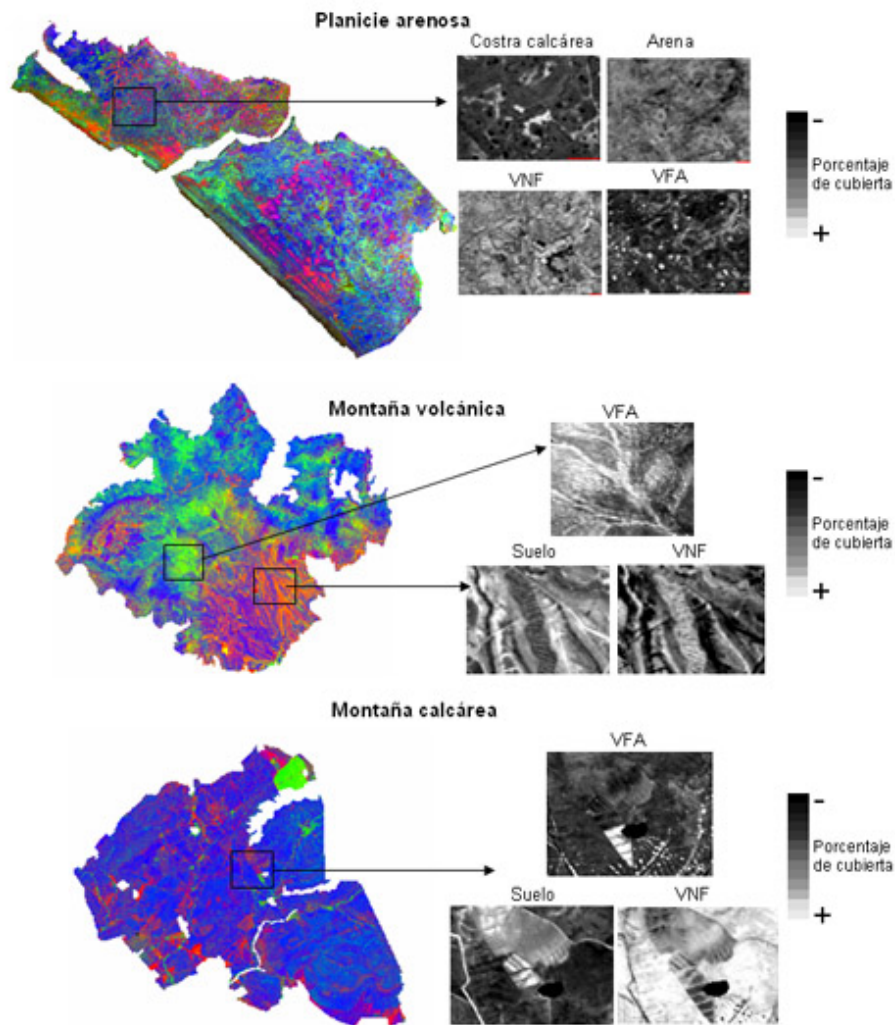


Figura 3. Representación espacial por ecosistema, de los porcentajes de los tipos de cubierta considerados (mediante composición de color). A la derecha se muestra, en detalle, el patrón espacial característico de la distribución de las cubiertas en cada ecosistema [Rojo: Suelo (Arena, en ecosistema de Planicie arenosa), Verde: Vegetación fotosintética (VFA) Azul: Vegetación no fotosintética (VNF)].

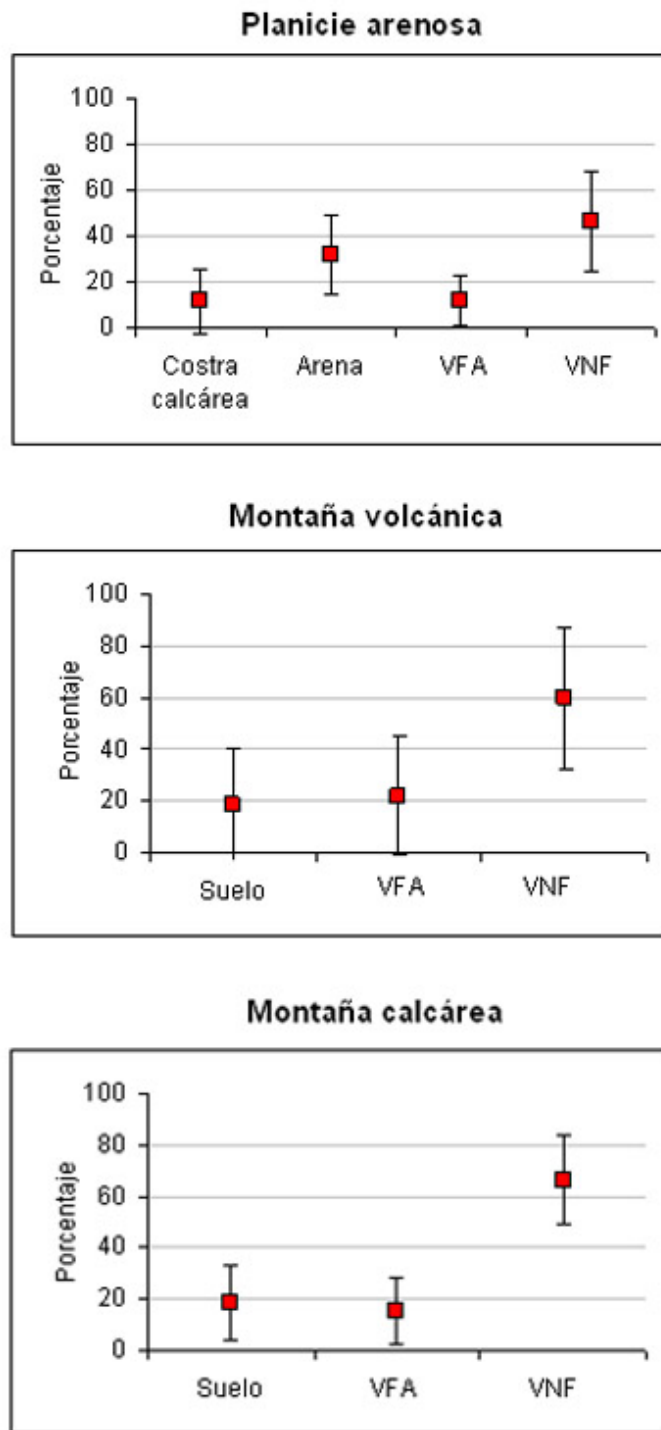


Figura 4. Porcentaje medio ocupado por suelo (arenas y costra calcárea en ecosistema de Planicie arenosa), vegetación fotosintética (VFA) y no fotosintética (VNF) en cada ecosistema. Las cajas muestran los valores medios en píxel (en rojo), y la desviación estándar (la línea negra).

En la Planicie, Arena y VNF son las cubiertas más comunes apareciendo dispersas sin un patrón espacial definido (detalle **Fig. 3**), con una proporción media de 31.5 % y 46.2% respectivamente (**Fig. 4**). La proporción media de VFA es de 11.8%, y se observa que los píxeles con mayor proporción de este elemento se distribuyen en manchas circulares que se corresponden con áreas de *Ziziphus lotus* y *Tamarix* sp. La proporción media de la cubierta Costra es de 11.5%. En las zonas con un mayor porcentaje de este elemento se observa una distribución espacial en manchas irregulares. El error cuadrático medio (RMSE) del modelo es poco significativo (menor del 10%) (**Tabla 1**). La validación de campo muestra que hay sobreestimación del elemento Costra en 7 de las 13 parcelas de campo, aunque esta sobreestimación es tan sólo del 1.9%. La cuantificación de la costra calcárea en superficie es importante en este ecosistema, ya que se le ha asignado

carácter de indicador de degradación al asociarse a la pérdida del manto de arenas superior. Con carácter general, la aparición de costras calcáreas se considera un indicador edáfico de la desertificación (Rubio y Bochet 1998) siendo un proceso ampliamente extendido en zonas semiáridas. Aplicaciones metodológicas como las utilizadas, que permiten su cuantificación y no sólo la identificación, suponen un avance importante para evaluar el estado y dinámica de los ecosistemas áridos. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto la sensibilidad del método para la identificación tanto de zonas con alta proporción de costra calcárea (zonas más degradadas), como zonas con pequeñas proporciones de costra (zonas con degradación incipiente). Esta información es crucial para la creación de un sistema de alerta temprano que facilite la toma de decisiones en las fases iniciales del proceso de degradación.

a) Evaluación interna del modelo							
Error cuadrático medio o RMSE (promedio \pm desviación estándar (%))							
		Planicie		Montaña volcánica		Montaña calcárea	
General		0.19 \pm 0.09		0.62 \pm 0.37		0.31 \pm 0.17	
b) Validación datos de campo							
Ajuste lineal (R^2)							
		Planicie [n = 13]		Montaña volcánica [n = 8]		Montaña calcárea [n = 9]	
Cobertura	Arenas	0.436					
	Costra	0.785					
	Suelo			0.921		0.919	
	Vegetación	0.675		0.718		0.755	
	Vegetación*			0.921		0.912	
Matriz confusión (error promedio en porcentaje; [n ^o parcelas])							
		Planicie [n = 13]		Montaña volcánica [n = 8]		Montaña calcárea [n = 9]	
		omisión	comisión	omisión	comisión	omisión	comisión
Cobertura	Arenas	5.4 (10)	2.8 (2)				
	Costra	0.3 (1)	1.9 (7)				
	Suelo			4.0 (5)	1.6 (3)	0.4 (1)	7.3 (8)
	Vegetación	3.2 (4)	4.2 (8)	1.2 (2)	14.8 (6)	0 (0)	22.5 (9)
	Vegetación*			1.6 (3)	4.0 (5)	7.3 (7)	0.6 (2)

Tabla 1. Resultados de los diferentes métodos de validación aplicados al modelo del análisis de mezclas. En la evaluación interna del modelo (a) se muestra el error cuadrático medio. Para la validación con datos de campo (b) se muestra el ajuste lineal entre el porcentaje de cada cubierta medido en campo y la obtenida por el modelo; así como el error promedio cometido por omisión y por comisión (n = número de parcelas de campo). Vegetación = suma de vegetación fotosintética y no fotosintética. Vegetación* = suma del porcentaje de líquen y de vegetación medida en campo).

En el ecosistema de Montaña volcánica se observa que VNF es dominante frente al porcentaje de VFA y Suelo (**Fig. 3**), con un valor medio de 59.6% en el caso de VNF y 21.9% y 18.4% para VFA y Suelo respectivamente. La **Figura 3** muestra que los píxeles con mayor proporción de VFA se encuentran distribuidos a lo largo de las líneas de escorrentía, donde la acumulación de agua permite el desarrollo del *Chamaerops humilis*. El error promedio del modelo es poco significativo (**Tabla 1**), mostrando los valores más altos en las zonas con alta proporción de suelo. Esto es debido, en parte, a la alta variabilidad espectral de los suelos de este ecosistema (Escribano et al., en prensa) originada por diferencias en los porcentajes de hierro y arcilla. Asimismo, muchas de las zonas con alta proporción de Suelo corresponden a cárcavas en las que aparecen en superficie horizontes subsuperficiales del suelo (detalle **Fig. 3**). Estos horizontes presentan propiedades distintas a las de suelos no degradados y por tanto diferencias espectrales con el elemento puro de Suelo seleccionado. A pesar de estos inconvenientes la validación de campo muestra buenos resultados, tanto en el ajuste lineal como en el error promedio de la fracción Suelo (**Tabla 1**), lo que pone de manifiesto la fiabilidad del modelo para cartografiar las áreas de suelo desnudo.

En el ecosistema de Montaña calcárea la proporción promedio de VNF resulta especialmente alta (66.5%) (**Fig. 4**). En el patrón espacial que se observa en este ecosistema abundan las formas geométricas, características de los usos agrícolas. En la zona hay parcelas con una alta proporción de pastos (en azul en la **Figura 3**), junto a otras donde el suelo es dominante (en rojo en la **Figura 3**). Esto es debido a la dinámica agrícola de la zona, donde los largos periodos de barbecho (característico de la agricultura de secano en zonas áridas) y el proceso de abandono de las tierras hacen que coexistan zonas aradas de suelo desnudo con zonas abandonadas ocupadas por pasto denso, junto con especies como *Artemisia*

barrilieri no fotosintéticamente activa durante el verano. Los píxeles con una mayor proporción de VFA se corresponden con parcelas en regadío o a zonas con vegetación antrópica como *Opuntia* sp o cultivos de frutales. Por otro lado en las zonas más naturales el porcentaje de VFA es muy bajo, predominando una matriz homogénea que corresponde a la fracción VNF (extensos espartales no activos).

Un tipo de cobertura no incluida en el modelo, pero presente en los datos de campo, son las superficies de líquenes sobre rocas y grava. En los datos de campo se comprobó que en el 75% de las parcelas de Montaña volcánica entre un 6% y un 30% de roca se encontraba cubierta de líquenes, mientras que en la Montaña calcárea el 100% de las parcelas presentaba entre un 15%-40% de grava cubierta de líquenes. En ambos casos se observó una sobreestimación de la vegetación (**Tabla 1**), al sumar los porcentajes de vegetación y líquen medidos en campo. Al comparar dicha suma con el porcentaje de vegetación en imagen se observa una mejora significativa de la correlación entre ambas medias, lo que indica que en el modelo de mezclas el porcentaje de líquen es asignado a la vegetación. Esto se debe a la similitud entre la firma espectral de líquenes y vegetación así como a la dificultad de encontrar un píxel completamente cubierto de líquen que pueda incluirse en el análisis de mezclas. Una forma de solventar este problema sería incluir firmas puras de campo en el modelo.

Consideraciones generales y conclusiones

A pesar de la alta variabilidad espectral de los ecosistemas semiáridos ha sido posible identificar y cuantificar los distintos tipos de cubierta. La dificultad de describir la variabilidad espectral con 3-4 elementos puros disminuye gracias a la clasificación del área en ecosistemas homogéneos, con respecto a tipos de suelo, vegetación y usos.

La aplicación de análisis de mezclas a imágenes hiperespectrales ha permitido cartografiar procesos de degradación en distintos ecosistemas: se ha medido y cuantificado la presencia de costra calcárea en superficie en la Planicie arenosa, e igualmente se ha comprobado la fiabilidad del modelo en la cuantificación de áreas de suelo desnudo, que se corresponden con áreas de cárcavas, en el ecosistema de Montaña volcánica. Asimismo se han determinado con precisión las zonas con mayor proporción de vegetación fotosintéticamente activa en cada ecosistema, y se han identificado sus patrones de distribución espacial, que resultan específicos de cada uno de ellos.

La obtención de mapas de cubiertas supone un gran avance a incorporar en programas de seguimiento. La dimensión cuantitativa de las variables cartografiadas, que pueden ser medidas con relativa frecuencia temporal, permite interpretar los cambios en términos de procesos para evaluar el estado y dinámica de los ecosistemas áridos. La clasificación del área ayudará además a establecer los rangos de variabilidad conforme a las propiedades y perturbaciones propias de cada ecosistema simplificando el estudio temporal y permitiendo estudiar las variaciones en su contexto temporal correspondiente.

Este trabajo permite sentar las bases para establecer un plan de seguimiento concreto del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, lo que facilitaría en gran medida la gestión de este espacio protegido.

Referencias

- Adams, J. B., Smith, M. O., Gillespie, A. R., 1993. Imaging spectroscopy: Interpretation based on spectral mixture analysis. En: C.M. Pieters, and P. Englert (Eds.), *Remote geochemical analysis: Elemental and mineralogical composition*, vol. 7, pp. 145-166. Cambridge University Press. New York. USA.
- Adams, J.B., Smith, M.O., 1986. Spectral mixing modelling: A new analysis of rock and soil types at the Viking Lander I Site. *Journal of Geophysical Research* 91:8098-8112.
- Baumgardner, M.F., Silva, L.F., Biehl, L.L., Stoner, E.R., 1985. Reflectance properties of soils. *Advances in Agronomy* 38:1-44.
- 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., Chabrilat, S., en prensa. Spectral properties and sources of variability of ecosystem components in a Mediterranean semiarid environment. *Journal of Arid Environments* 00:000-000.
- ENVI, 2003. Research Systems Inc. 4990 Pearl East Circle, Boulder, CO 80301, USA.
- García-Haro, F.J., Sommer, S., Kemper, T., 2005. A new tool for variable multiple endmember spectral mixture analysis (VMESMA). *International Journal of Remote Sensing* 26(10):2135-2162.
- Huete, A.R., Jackson, R.D., Post, D.F., 1985. Spectral response of a plant canopy with different soil backgrounds. *Remote Sensing of the Environment* 17:37-53.

- Lewis, M., Jooste, V., De Gasparis, A., 2002. *Hyperspectral Discrimination of Arid Vegetation*. Proceedings 28th International Symposium on Remote Sensing of Environment, 27-31 March 2000, pp 148-151. Cape Town. South Africa.
- Okin, G.S., Roberts, D.A., 2004. Remote Sensing in Arid Regions: Challenges and Opportunities. En: Ustin, S.L. (ed). *Manual of Remote Sensing*, 3rd ed. Vol. 4, pp 111-146. John Wiley and Sons, New York. USA.
- Coppin, P., Jonckheere, I., Nackaerts K., Muys, B., Lambin, E., 2004. Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *Internacional Journal of Remote Sensing* 25(9):1565-1596.
- Peñuelas, J., Llusia, J., Pinol, J., Filella, I., 1997. Photochemical reflectance index and leaf photosynthetic radiation-use-efficiency assessment in Mediterranean trees. *International Journal of Remote Sensing* 18(13):2863-2868
- Richter R., Schläpfer, D., 2002. Geo-atmospheric processing of airborne imaging spectrometry data, part 2: atmospheric/topographic correction. *International Journal of Remote Sensing* 23:2631-2649.
- Roberts, D.A., Gardner, M., Church, R., Ustin, S., Scheer, G., Green, R.O., 1998. Mapping chaparral in the Santa Monica Mountains using multiple endmember spectral mixture models. *Remote Sensing of Environment* 65:267-279.
- Rubio, J.L., Bochet, E., 1998. Desertification indicators as diagnosis criteria for desertification risk assessment in Europe. *Journal of Arid Environments* 39:113-120.
- Smith, O.N., Ustin, L.S., Adams, B.J., Gillespies, R.A., 1990. Vegetation in deserts: A regional measure of abundance from multispectral images. *Remote Sensing of Environment* 31:1-51.
- Tongway, D. J., Hindley, N., 1995. *Assessment of soil condition of tropical grasslands*. CSIRO Ecology and Wildlife, Canberra, Australia.