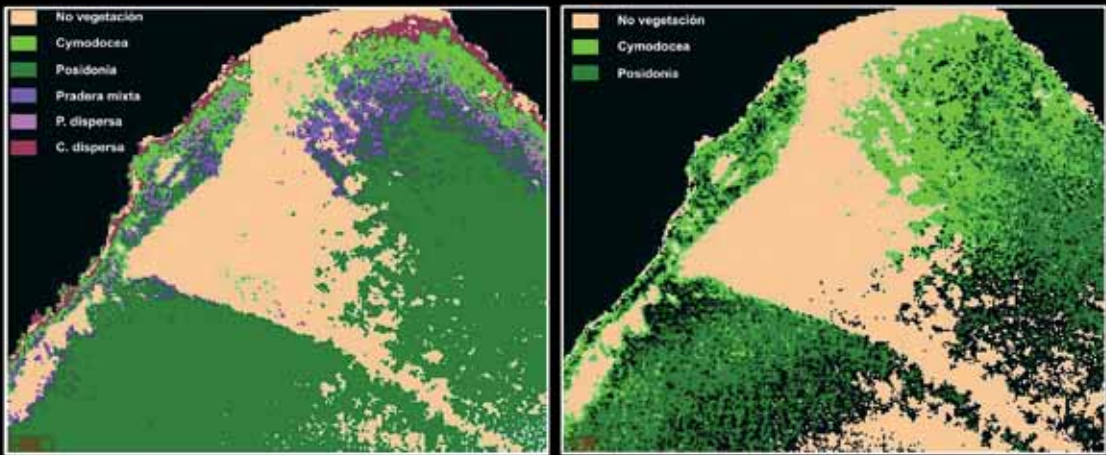


Revista de Teledetección

REVISTA DE LA ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN



SUMARIO

Consejo de Redacción y Junta Directiva de la AET.....	1
Editorial.....	2
Información y Normas para los autores.....	3

ARTÍCULOS CIENTÍFICOS

• Aplicación del análisis textual a datos de retrodispersión de sonda multihaz para la clasificación de fondos marinos. <i>F. Carreño, I. López, J. Payán, C. Arranz y E. Castellanos.....</i>	5
• Implementación CPGS y altimetría en los Puertos de Ibiza, l'Estartir y Barcelona para monitorización del nivel del mar. <i>J. J. Martínez Benjamín, M. A. Ortiz Castellón, A. Ruiz, E. Bosch, A. Termens, M. Martínez García, X. Martínez de Osés, B. Pérez Gómez, G. Rodríguez Velasco, F. Pros, J. Gili, A. Tapia y R. López.....</i>	20
• Análisis comparativo entre las máquinas de vectores soporte y el clasificador de máxima probabilidad para la discriminación de cubiertas de suelo. <i>J. P. Argañaraz e I. Entraigas.....</i>	26
• Herramienta para el estudio del estado de eutrofización de masas de agua continentales. <i>C. Doña, V. Caselles, J. M. Sánchez, A. Ferri y A. Camacho.....</i>	40
• Cadena de pre-procesamiento estándar para las imágenes Landsat del Plan Nacional de Teledetección. <i>S. Hantson, E. Chuvieco, X. Pons, C. Domingo, C. Cea, G. Moré, J. Cristóbal, J. J. Peces y J. A. Tejeiro..</i>	51
• Estimación de la humedad del suelo a partir de índices de vegetación y microondas pasivas. <i>C. Mattar, J. A. Sobrino, J. P. Wigneron, J. C. Jiménez-Muñoz e Y. Kerr.....</i>	62
• Desarrollo de una metodología para la caracterización de praderas de fanerógamas marinas en el litoral andaluz mediante técnicas de teledetección con sensores hiperespectrales. <i>E. Méndez, A. Cabello, J. E. Frieyro, A. Hayas, L. Granado, G. Montoya, I. Pino y J. A. Domínguez.....</i>	73

CASOS PRÁCTICOS

• Técnicas fotocartográficas, una herramienta para la detección de impactos y problemas ambientales. <i>M. C. Miranda del Fresno y A. C. Ulberich.....</i>	84
• TESIS DOCTORAL: Cartografía de especies de matorral de la Reserva Biológica de Doñana mediante el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS. Implicaciones en el estudio y seguimiento del matorral de Doñana.....	98
• TESIS DOCTORAL: Efectos de la comprensión con pérdida en las imágenes de teledetección y la cartografía resultante.....	101

Director

José Antonio SOBRINO

Dep. de Física de la Tierra i Termodinámica. Facultat de Física. Universidad de Valencia. C/ Dr. Moliner, 50. 46100 Burjassot (Valencia). Tel.: 96 354 31 15. Fax: 96 354 30 99. director.revista@aet.org.es

Secretario

Juan Carlos JIMÉNEZ MUÑOZ

Unidad de Cambio Global Dep. de Física de la Tierra i Termodinámica. Facultat de Física. Universidad de Valencia. C/ Dr. Moliner, 50. 46100 Burjassot (Valencia). Tel.: 96 354 37 81. Fax: 96 354 32 02. jcjm@uv.es

Consejo de Redacción

Luis Ángel RUIZ-FERNÁNDEZ. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia

Carlos PÉREZ. Universidad de Salamanca. Salamanca.

Alfonso CALERA. Universidad de Castilla La Mancha. Albacete.

Federico GONZÁLEZ. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (INIA). Madrid.

Xavier PONS. Universitat Autònoma de Barcelona (UAB). Barcelona.

José MORENO. Universitat de València. Valencia.

Massimo MENTI. Universidad de Delft. Holanda

Jean-Pierre LAGOUARDE. INRA Burdeos. Francia

Leo PAOLINI. Laboratorio de Investigaciones Ecológicas de las Yungas. Argentina.

Comité Científico

Fernando CAMACHO. Earth Observation Laboratory Spin-off Universidad de Valencia.

Fernando.camacho@eolab.es

Eduardo DE MIGUEL. Laboratorio de Teledetección INTA. demiguel@inta.es

Arnon KARNIELI. The Remote Sensing Laboratory. Jacob Blaustein Institute for Desert Research. Ben Gurion Univ. of the Negev. Sede Boker Campus 84990, ISRAEL. karnieli@bgu.ac.il

Agustín LOBO, Institut de Ciències de la Terra «Jaume Almera». CSIC. Agustín.lobo@ija.csic.es

Luis MORALES. Dpto. de Ciencias Ambientales y Recursos Renovables. Universidad de Chile.

lmorales@uchile.cl

Ismael MOYA. LMD-CNRS. Ecole Polytechnique. moya@lmd.polytechnique.fr

Françoise NERRY. LSIT/TRIO. Louis Pasteur University. nerry@lsit.u-strasbg.fr

Albert OLIOSO. INRA-Avignon. olioso@avignon.inra.fr

Antonio PLAZA. Dpto. Tecnología Computacional y Comunicaciones. Universidad de Extremadura.

aplaza@unex.com

Jean-Louis ROUJEAN. Météo-France. jean-louis.roujean@meteo.fr

Alain ROYER. Département de géomatique appliquée. Université de Sherbrooke.

Alain.Royer@USherbrooke.ca

Jiancheng SHI. Institute for Computational Earth System Science. University of California.

shi@icess.ucsb.edu

Wout VERHOEF. Dept. of Water Resources. ITC. verhoef@itc.nl

Raúl ZURITA-MILLA. Laboratory of geo-information science and remote sensing. Wageningen University.

Raul.zurita@wur.nl

Junta Directiva

Presidente: FEDERICO GONZÁLEZ ALONSO. INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN Y TECNOLOGÍA AGRARIA Y ALIMENTARIA (INIA). Departamento de Protección Forestal. Centro de Investigación Forestal. Carretera de la Coruña, km 7. 28040 Madrid. Tel.: 91 347 68 28. alonso@inia.es

Vicepresidente: ABEL CALLE MONTES. UNIVERSIDAD DE VALLADOLID. Laboratorio de Teledetección LATUV. Edificio I+D. Paseo de Belén, 1. 47011 Valladolid. Tel.: 98 342 39 52. abel@latuv.uva.es

Secretario: JUAN JOSÉ PECES MORERA. INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL. Servicio de Teledetección. C/ General Ibáñez Ibero, 3. 28003 Madrid. Tel.: 91 597 95 26. jpeces@fomento.es

Tesorero: ANTONIO RUIZ VERDÚ. INSTITUTO NACIONAL DE TÉCNICA AEROSPACIAL (INTA). Carretera de Ajalvir (km 4). 28850 Torrejón de Ardoz (Madrid). Tel.: 91 520 15 13. aruiver@gmail.com

Vocal: SILVIA MERINO DE MIGUEL. UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. UD Topografía. Ciudad Universitaria s/n. 28040 Madrid. Tel.: 91 336 76 68. silvia.merino@upm.es

Vocal: MARÍA DEL CARMEN RECONDO GONZÁLEZ. UNIVERSIDAD DE OVIEDO. Departamento de Explotación y Prospección de Minas. C/ Gonzalo Gutierrez Quirós. 33600 Mieres. Tel.: 98 545 80 34. crecondo@etsimo.uniovi.es

Vocal: SALOMÓN MONTESINOS ARANDA. GEOSYS, SL. Sector Foresta, 23, locales 7 y 8. Tres Cantos. 28760 Madrid. Tel.: 91 279 72 32. Fax: 91 229 83 94. smontesinos@geosys.es

Foto portada: Porción de imagen correspondiente al modo espectral de CASI clasificada mediante árbol de decisión (derecha) y mediante SAM (izquierda).

Editorial

Estimados socios y lectores,

En este número 36 de la Revista de Teledetección se publican un total de siete artículos correspondientes a diversas temáticas, entre las que se encuentran la aplicación del análisis textural a datos de retrodispersión de sonda multihaz para la clasificación de fondos marinos, la implementación CGPS y altimetría para la monitorización del nivel del mar, el desarrollo de una herramienta para el estudio del estado de eutrofización de masas de agua continentales, un análisis comparativo entre máquinas de vectores soporte y el clasificador de máxima probabilidad para la discriminación de cubiertas de suelo, una descripción de la cadena de pre-procesamiento de imágenes Landsat en el marco del Plan Nacional de Teledetección, un método para estimar la humedad del suelo a partir de índices de vegetación y microondas pasivas, y el desarrollo de una metodología para la caracterización de praderas de fanerógamas marinas mediante datos hiperespectrales.

Este número incluye también la publicación de un caso práctico, en el que se utilizan técnicas fotocartográficas como herramienta para la detección de impactos y problemas ambientales en una zona de la provincia de Buenos Aires, en Argentina.

En «Reseñas de Tesis» se incluyen dos tesis doctorales, una de ellas desarrollada en el Departamento de Geografía de la Universitat Autònoma de Barcelona, y dedicada al estudio de los efectos de compresión con pérdida en las imágenes de teledetección y la cartografía resultante, y la segunda realizada en el Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid, dedicada a la cartografía de especies de matorral de la Reserva Biológica de Doñana mediante el sensor hiperespectral aeroportado AHS.

Para finalizar, sólo me resta seguir animando a los lectores a enviar sus trabajos a las diferentes secciones de la Revista de Teledetección.

José A. Sobrino
Director

Información y normas para los autores

Revista de Teledetección (ISSN: 1988-8740) es una publicación científico-técnica en la cual se publican artículos originales de investigación, relacionados con las diversas aplicaciones de la Teledetección y con su desarrollo metodológico. En secciones aparte, se presentan Casos Prácticos que describen experiencias prácticas en los que se ha utilizado la teledetección para desarrollar proyectos de análisis y gestión territorial o para desarrollar misiones, sensores o segmentos terrestres. También, se incluyen recensiones críticas de libros, programas y material docente relacionado con métodos o aplicaciones de la teledetección, así como resúmenes de tesis doctorales.

Revista de Teledetección es el órgano de expresión científica de la Asociación Española de Teledetección. Se publica ininterrumpidamente desde 1993, siendo la publicación de referencia en nuestro idioma en el ámbito de los desarrollos y aplicaciones de esta tecnología. Se edita semestralmente.

Los artículos originales de investigación son sometidos a un proceso de evaluación externa y anónima por pares, por parte de miembros especialistas de la comunidad científica nacional e internacional de teledetección, supervisado y coordinado por el Consejo de Redacción. *Revista de Teledetección* se compromete a comunicar a los autores la aceptación o rechazo de los manuscritos en un plazo de 3 meses.

Revista de Teledetección se encuentra indexada en el Catálogo LATINDEX (<http://www.latinindex.unam.mx/>) y en las bases de datos ISOC e ICYT (Instituto de Estudios Documentales sobre Ciencia y Tecnología, IEDCYT-CSIC). A través del portal de difusión electrónica de revistas científicas DIALNET de la Universidad de La Rioja (<http://dialnet.unirioja.es/>) y del sitio web de la Asociación Española de Teledetección (<http://www.aet.org.es/?q=numeros>) se puede acceder a los contenidos de la revista, en formato .pdf. *Revista de Teledetección* forma parte de *erevist@s*, una Plataforma Open Access de Revistas Científicas Electrónicas españolas y latinoamericanas (<http://www.erevistas.csic.es/>). Por último, el sitio web de la Asociación Española de Teledetección (<http://www.aet.org.es/>) dispone de una herramienta de búsqueda que puede apli-

carse a la selección de los contenidos de los números publicados de la revista.

PRESENTACIÓN DE ORIGINALES

1. ARTÍCULOS

Los artículos deberán ser obligatoriamente originales e inéditos. Se enviarán en soporte digital (preferentemente Word o compatible). El trabajo no excederá de 25 páginas (DIN-A4) incluidos resúmenes, figuras, tablas y referencias. Los trabajos deberán ir precedidos de resúmenes en español e inglés, finalizando con las palabras clave. Para facilitar la edición se recomienda escribir los artículos utilizando la plantilla Word disponible en el siguiente enlace:

<http://www.aet.org.es/plantillas/plantilla.doc>

El Consejo de Redacción seleccionará los artículos en función de su calidad y originalidad. Para desarrollar esta tarea de supervisión, contará con la colaboración de especialistas de la comunidad científica nacional e internacional de teledetección quienes, de forma anónima, informarán sobre la conveniencia o no de la publicación de los artículos evaluados o, en su caso, sobre las modificaciones que el autor deberá incluir en el trabajo. La maquetación final del artículo se realizará desde la secretaría de la revista, una vez que se haya recibido la versión final del mismo, aprobada por el consejo de redacción.

En cualquier caso, es recomendable ajustarse a los siguientes criterios:

- **Título** en Mayúsculas, centrado. Además del título en español, los autores indicarán el título del artículo en inglés.
- A continuación, **autores** e institución en la que trabajan, dirección y correo electrónico para el autor principal.
- **Resumen / Abstract** y palabras clave (mínimo de 5).
- **Texto principal**: los epígrafes principales irán, sin numerar, en mayúsculas y negritas y los subepígrafes en minúsculas negritas.
- Las líneas vendrán numeradas correlativamente desde el inicio hasta el final del texto.
- **Referencias. Tablas. Pies de figura y figuras**, insertadas en el documento.

- Las **citas** de autor, en el texto, irán en minúscula (ej. Fernández, 2006 ó Fernández *et al.*, 2005).

- Las **tablas y figuras** deberán llevar un título y estar numeradas consecutivamente. Se indicará su inserción en el texto con el texto: «Insertar fig. XX». Las figuras pueden insertarse en el texto para la versión de evaluación, pero se requerirá posteriormente remitirlas en ficheros gráficos (tif, jpg), con suficiente resolución (**300 ppp o superior**). Se debe prestar especial atención a la rotulación, para que sean legibles al tamaño final de reproducción. Se pueden incluir figuras en color, aunque conviene considerar que sólo se reproducirán en color para la edición electrónica de la revista, mientras serán en blanco y negro para la versión impresa. **Las tablas se enviarán en un archivo de Microsoft Excel, evitando insertar figuras en ellas.**

- Se intentará evitar la inclusión de **notas a pie de página**. En caso necesario, la numeración será correlativa. Se indicarán en el texto como superíndices.

Las referencias irán al final del texto del artículo y sólo se incluirán las citadas en el texto. Estará dispuesta por orden alfabético por el apellido del autor o autores, en mayúscula y nombre o nombres propios con inicial, seguido de la fecha, título en cursiva, lugar de edición, editorial y número de páginas (ej: CHUVIECO, E. 2002. *Teledetección Ambiental*, Barcelona, Ariel, 586 pags). Los artículos de revista habrán de redactarse como sigue: apellidos del autor o autores con las iniciales de sus nombres propios, fecha de edición, título del trabajo, nombre de la revista en cursiva, número del volumen y/o del fascículo, primera y última página (ej. VENTURINI, V., RODRÍGUEZ, L. y ISLAM, S. 2007. Metodología para la estimación de la fracción evaporable y la evapotranspiración con productos MODIS. *Revista de Teledetección*. 27: 44-52).

2. PRESENTACIÓN DE CASOS PRÁCTICOS

La revista incluirá una sección que describa experiencias prácticas en las que se haya utilizado la teledetección para desarrollar un proyecto de gestión o análisis territorial, desarrollo de misiones, sensores, segmentos terrestres, etc. Su objetivo es mostrar ejemplos de cómo la teledetección se emplea en situaciones prácticas.

Estos artículos no se incluirán en el proceso de revisión estándar de la revista, sino que serán evaluados por el director de la misma o persona en quien delegue. Seguirán, por lo demás, la misma estructura formal de los artículos, aunque las referencias bibliográficas serán más sucintas.

3. CRÍTICAS DE LIBROS O PROGRAMAS

Se incluirán reseñas críticas de libros, programas o material docente relacionados con métodos o aplicaciones de la teledetección, así como resúmenes de tesis doctorales. Se incluirá en las mismas los datos completos de la obra reseñada: ficha bibliográfica del libro, datos de referencia del programa (incluyendo versión, coste, dirección de contacto), o de la página web comentada (incluyendo último acceso), así como los del autor de la crítica.

Todos los trabajos se enviarán a la siguiente dirección: director.revista@aet.org.es

ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN

La Asociación Española de Teledetección (AET) se inscribió en el Registro de Asociaciones del Ministerio del Interior el 8 de Septiembre de 1988 con el número nacional 81537.

Los fines son fomentar, facilitar, aunar y difundir los trabajos de investigación interdisciplinar en todos los aspectos de la Teledetección en España mediante:

- Organización de reuniones, periódicas o no, para la exposición y discusión de trabajos científicos.
- Revista, actas, boletines y servicios de información bibliográfica.
- Organización de cursillos, conferencias y publicaciones para la difusión de la investigación científica en la relación de la Teledetección.
- Creación de Grupos temáticos de trabajo para el estudio de problemas concretos.
- Fomento de las enseñanzas y estímulo de la investigación en relación con las ramas de la ciencia vinculadas con Teledetección.
- Y la ejecución de cualesquiera otros fines en relación con la actividad principal, siempre que sean compatibles con las disposiciones legales y con las normas dictadas al efecto por los organismos competentes.

Aplicación del análisis textural a datos de retrodispersión de sonda multihaz para la clasificación de fondos marinos

F. Carreño¹, I. López¹, J. Payán¹, C. Arranz¹, E. Castellanos¹

¹ *Dpto. de Biología y Geología. Universidad Rey Juan Carlos. Madrid. España*

Resumen

En el presente trabajo se detallan los resultados del análisis de variables texturales aplicada a los datos de retrodispersión de 5 metros de tamaño de píxel tomados con una sonda multihaz EM3000 D para caracterizar y cartografiar los diferentes tipos de fondo marino, que son clave en la interpretación de los procesos geológicos de la plataforma continental de la Región de Murcia.

La extracción de este tipo de información temática se realiza habitualmente aplicando las técnicas de clasificación a los valores de retrodispersión. Los resultados obtenidos con esta metodología muestran errores importantes en la asignación válida de clases debido a que se trabaja con una única banda, a la propia geometría de adquisición de datos y a los cambios constantes en las variables ambientales durante la toma de la información. En este trabajo se han aplicado técnicas de análisis textural de la componente espectral de la retrodispersión para identificar diferentes tipos de fondos marinos, que se pueden utilizar bien individualmente o como nuevas bandas a considerar en las clasificaciones supervisadas.

Los resultados muestran que el análisis textural aplicando filtros estadísticos y matrices de ocurrencias y co-ocurrencias de niveles de grises, mejora notablemente la identificación de las clases de fondo marino. De todas las variables texturales, las variables de co-ocurrencia de la Media y Homogeneidad son las que mejor información aportan para determinar los límites de cada clase de sedimentos marinos.

Palabras clave: Análisis textural, matriz de ocurrencia, matriz de co-ocurrencia, retrodispersión, ecosonda multihaz, plataforma continental española

Abstract

Application of texture analysis of multibeam backscatter data for seabed classification

In this work we present the results of the textural analysis of seafloor reflectivity data (5 meters/pixel resolution) obtained with a EM3000D multibeam. These backscatter values are used to map different materials on the seafloor and are a key dataset to the study and interpretation of the geologic processes that take place and shape the continental shelf in the Murcia Region (SE of Spain).

Extraction of this type of thematic information is being carried out by applying different classification procedures to the reflectivity values. The results obtained through this working procedure show errors in the class assignment during classification due to: a) use of an unique band, b) acquisition geometry of the data and c) change of environmental variables during data acquisition. We apply different techniques of textural analysis to the spectral component of the reflectivity to identify different types of seafloor materials. These new datasets can be used as new bands and be used in later supervised classifications.

The results of this work show that textural analysis carried out using statistical filters and matrices of occurrences and co-occurrences improve the classification of the different textural classes in the seafloor obtained and help to identify other classes that were not possible to differentiate with the original data. Textural variables co-occurrence of the Media and Homogeneity are best because allow to better determine the boundaries of each class of marine sediments

Key words: texture analysis, occurrence matrix, co-occurrence matrix, backscattering, Multibeam echosounder, continental shelf.

* Autor para la correspondencia: francisco.carreno@urjc.es

Recibido: 08-03-10; Aceptado: 17-11-11.

Introducción

El proyecto ESPACE (Estudio de la plataforma continental española) que lo desarrolla la actual Secretaría General del Mar (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino) desde el año 1999, y desde el año 2005, con el asesoramiento científico al proyecto a través de un convenio con el grupo de Geología de la Universidad Rey Juan Carlos, tiene como objetivo básico adquirir información detallada y sistemática de los fondos marinos desde la línea de costa (sobre los 8 a 10 m) hasta los 120 a 180 m de profundidad, con técnicas geofísicas de alta resolución (sonda multihaz y sonda paramétrica), así como con técnicas directas (muestreos y buceo), utilizando una metodología con unos estándares estrictos para la captura, identificación, organización y procesado de los datos, hasta su incorporación a un SIG (Sanz, 2009).

Una de las múltiples aplicaciones de esta base cartográfica del proyecto ESPACE es la interpretación de los procesos geológicos a partir del análisis de datos del fondo marino con diferentes características de formas, texturas, batimetría y tono. Las formas identificadas a partir de los modelos digitales de profundidad (MDP) y de sus productos topográficos (batimetría, sombreados, orientaciones, pendientes) permiten obtener una primera aproximación de la geología de la zona que no resulta completa sin la caracterización de los materiales y sedimentos del fondo marino (Mitchell and Hughes, 1994). Para conocer las características de estos materiales, tradicionalmente se han utilizado metodologías basadas en la batimetría (eg. Herzfeld, 1993), y en imágenes de barrido lateral y multihaz (eg. Iacono *et al.*, 2008) que es la técnica que mejores resultados está obteniendo.

Las sondas multihaz miden la proporción de energía retrodispersada que previamente emite el propio sistema. El funcionamiento general de esta técnica de teledetección marina se basa en emitir una onda de presión desde un emisor para que choque con la superficie de estudio y vuelva al sistema emisor. Es importante atender a parámetros como la velocidad del sonido en el medio, que se ve influenciada por factores como la temperatura, la salinidad

y la presión. También se pueden producir absorciones y reverberaciones que distorsionen la señal, a lo que debemos sumar errores muy difíciles de evitar como el ruido de las máquinas del barco o las interferencias generadas por el propio movimiento de éste sobre la superficie del mar (Rønhovde, 1999).

Los registros de la ecosonda son generalmente empleados para detectar accidentes y para proporcionar la información para la clasificación de fondos marinos. En estos sistemas, además de interpretar la imagen de retrodispersión del haz de la sonda, como en el caso del sonar de barrido lateral, también adquieren datos de batimetría, lo que supone un ahorro de tiempo y recursos frente al empleo de los sistemas clásicos. De esta forma se pueden combinar los datos de profundidad (batimetría) y el ángulo del haz (retrodispersión), obteniendo imágenes de estas características, con una corrección geométrica real (Bureau Hidrográfico Internacional, 2005). Combinando estos dos factores se puede obtener una clasificación simple de las características de los fondos marinos, siendo mucho más efectivos cuando se consideran de forma conjunta que por separado (Mitchell y Hughes, 1994).

Aunque parte de la retrodispersión medida depende de la instrumentación y de factores físicos, como los filtros utilizados, la dirección y ángulo de incidencia del haz y la densidad del agua (Blondel y Murton, 1997); ésta es realmente controlada por las características del fondo marino como variaciones en la pendiente, ratios de densidad agua/sedimentos, tipos de sedimentos y rugosidad del terreno, o las heterogeneidades del volumen subsuperficial (Jackson *et al.*, 1986). Hay numerosos estudios que establecen una relación entre el valor de retrodispersión de la sonda multihaz con el tamaño y las características físicas de los sedimentos (Goff *et al.*, 2000; Urgeles *et al.*, 2002; Nitsche *et al.*, 2004; Medialdea *et al.*, 2008) pero no es fácil discriminar la contribución en las variaciones de los valores de cada una de las características del fondo marino.

Con esta información se puede estudiar la rugosidad del fondo marino, con estructuras como los ripples, o bien obtener variables físicas de los sedimentos superficiales como la textura, la compactación, la densidad, la poro-

sidad, etc. que están relacionadas entre sí (Medialdea *et al.*, 2008; Lynn y Flood, 2006). También se pueden detectar numerosos procesos geodinámicos, como los involucrados en la formación de deltas submarinos (prodeltas) en las desembocaduras de los ríos, y gracias a éstos, poder evaluar los procesos que ocurren a lo largo de ellos (Lobo *et al.*, 2006). Otra aplicación es el estudio de los procesos hidrodinámicos que actúan en el transporte y deposición de partículas mediante corrientes marinas, como las que atraviesan el estrecho de Gibraltar (Hanguiez *et al.*, 2007).

Se están desarrollando técnicas de procesamiento de los datos de las sondas multihaz que permitan detectar desde presencia de residuos orgánicos antropogénicos hasta carbonatos relacionados con la oxidación bacteriana del metano (Medialdea *et al.*, 2008). Aun así, no es sencillo saber la contribución de cada uno de los elementos a las variaciones en la señal de retrodispersión, sobre todo si suceden simultáneamente varios procesos de los anteriormente citados (Lo Iacono *et al.*, 2008).

La cartografía de calidad del fondo marino se obtiene fundamentalmente a partir de la información que proporciona la imagen de retrodispersión acústica monobanda, y por tanto, presenta el inconveniente de la falta de otras bandas para discriminar adecuadamente las clases temáticas planteadas con la precisión y fiabilidad requerida.

En este trabajo se ha realizado un análisis textural que mide la variación espacial del contraste entre valores de retrodispersión de píxeles vecinos, esto es la variabilidad local de la retrodispersión dentro de una unidad que a mayor escala se puede considerar como homogénea para obtener nuevas bandas que describan propiedades como la Varianza, Media, Entropía, etc., y que se puedan utilizar individualmente o combinadas con otras bandas para cartografiar e interpretar los fondos marinos a partir de datos de sonda multihaz.

Datos y metodología

El estudio se realizó en el tramo de la plataforma continental española de la Región de Murcia comprendida entre los municipios de

La Torre (Alicante) y Águilas (Murcia). Esta zona del SE de la Península Ibérica se encuentra en un lugar muy importante en el Mediterráneo Occidental, ya que es una zona intermedia entre el mar de Alborán, con características atlánticas, y el resto de cuencas mediterráneas, que presentan unas características más mediterráneas (Mas, 1996). La plataforma continental de la zona de estudio presenta diferencias en cuanto a su extensión de N a S, siendo más extensa entre los cabos de La Nao y Palos, que entre el Cabo de Palos y Almería (Rey y Díaz del Río, 1983). Entre el cabo de Palos y Almería hay una alternancia entre zonas de sedimentación carbonatada y zonas de sedimentación silicoclástica, aunque hay un claro predominio de las primeras. En la zona hay un recubrimiento sedimentario muy escaso e irregular debido a que el sustrato rocoso aflora muy próximo a la superficie del fondo. En el litoral encontramos estructuras terrígenas que se van sustituyendo por arenas en la plataforma interna, fangos arenosos en la plataforma media, y fangos terrígenos en la plataforma externa y borde del talud (Mas, 1996). Entre los cabos de La Nao y Palos encontramos mayores extensiones de afloramientos rocosos, más concretamente en las barras consolidadas aflorantes situadas en la plataforma continental frente al Mar Menor que están relacionadas con migraciones de la línea de costa (Mateu *et al.*, 1984). En definitiva es una zona con diferentes características sedimentológicas y morfológicas que implica gran variedad de fondos a estudiar (Ruiz Fernández, 2005).

Para este trabajo se han utilizado datos del proyecto ESPACE facilitados y publicados por la Secretaría General del Mar del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino que se detallan a continuación:

— Información obtenida con técnicas geofísicas (profundidad y retrodispersión del fondo marino) empleando una ecosonda multihaz dual de alta resolución EM3000 D.

— Muestreo de sedimentos superficiales con dragas, análisis granulométrico de las muestras y tratamiento estadístico de los resultados.

— Transectos submarinos con fotos, video y visu, para la caracterización bionómica en detalle.

Estos datos se han implementado en una herramienta SIG para visualizar, generar modelos 3D, analizar y obtener los documentos cartográficos cuyo contenido final se compone de:

— Modelo digital de profundidades (MDP), obtenido a partir de los datos de la ecosonda, debidamente corregidos y filtrados con el programa Neptune. La resolución de este grid con la profundidad del fondo marino es de 5×5 m.

— Curvas de batimetría interpoladas a partir del MDP con equidistancia de 2 m.

— Sombreado de profundidades derivado a partir del MDP y resolución de 5×5 m.

— Modelo de pendientes derivado a partir del MDP y resolución de 5×5 m.

— Retrodispersión del fondo marino obtenido a partir de los datos de la ecosonda, debidamente corregidos y filtrados con el programa Neptune. La resolución de este grid de retrodispersión del fondo marino es de 5×5 m.

— Características de textura derivadas de matrices de ocurrencia y co-ocurrencias de niveles de gris de la retrodispersión del fondo marino.

— Muestreo de sedimentos generado a partir de la base de datos con los resultados del muestreo y análisis granulométrico de la toma de muestras. Este nivel de información muestra en cada punto, la distribución de las diferentes clases granulométricas obtenidas.

— Transectos submarinos generados a partir de la base de datos que establece las poblaciones de las diferentes unidades bionómicas consideradas.

En el análisis textural se han aplicado matrices de ocurrencia y co-ocurrencia (Tabla 1). Respecto a la matriz de ocurrencia, mide el número de veces que aparecen los niveles de gris en la ventana de procesado para el cálculo de las variables texturales (Anys *et al.*, 1994) y para este trabajo se han calculado intervalo de valores de Entropía, Media, Variancia, y Sesgo para ventanas de 3×3, 5×5, 7×7. Por otro lado, el método de la co-ocurrencia representa los cambios en la distribución de intensidades o niveles de gris de una imagen y cuyos elementos $P(i, j)$ indican la frecuencia con la que dos niveles de gris i y j se dan en la imagen, tomando los píxeles dos a dos y separados una distancia D según una determinada dirección (Haralick *et al.*, 1973). Para este

Tabla 1. Ecuaciones de las variables texturales co-ocurrencia

Variable textural	Ecuación
Media	$\sum_{i,j} p_{i,j}^2$
Varianza	$\sum_{i,j} p(i, j)(i - j)^2$
Homogeneidad	$\sum_{i,j} \frac{p(i, j)}{1 + i - j }$
Contraste	$\sum_{i,j} p(i, j)(i - j)^2$
Disimilaridad	$\sum_{i,j} p_{i,j} i - j $
Segundo Momento Angular	$\sum_{i,j} p(i, j)^2$
Correlación	$\sum_{i,j} \frac{(i - u)(j - u)p_{i,j}}{\sigma^2}$
Entropía	$\sum_{i,j} -p_{i,j} \ln(p_{i,j})$

análisis se han calculado los descriptores de variables de Media, Varianza, Homogeneidad, Contraste, Disimilaridad, Segundo Momento Angular, Correlación y Entropía, aplicando ventanas de 3×3, 5×5, 7×7, y desplazamientos variables de las ventanas en la horizontal y vertical de 1 a 9.

Se han considerado las siguientes categorías de sedimentos del fondo marino, atendiendo a su tamaño de grano: roca y gravas, arenas gruesas, arenas medias, arenas finas, y fango. Para identificar en la imagen las categorías mencionadas se ha contado con el trabajo de campo consistente en muestras de sedimentos analizadas y localizadas en el fondo marino con un sistema de posicionamiento global con corrección de señal diferencial (dGPS). Se han seleccionado polígonos que engloban aquellos píxeles que estando próximos a las muestras presentan los valores más homogéneos posibles, tanto de retrodispersión como de las variables texturales consideradas, teniendo presente que al utilizar éstas variables hay errores significativos en las zonas de frontera entre clases (Ferro y Warner, 2002).

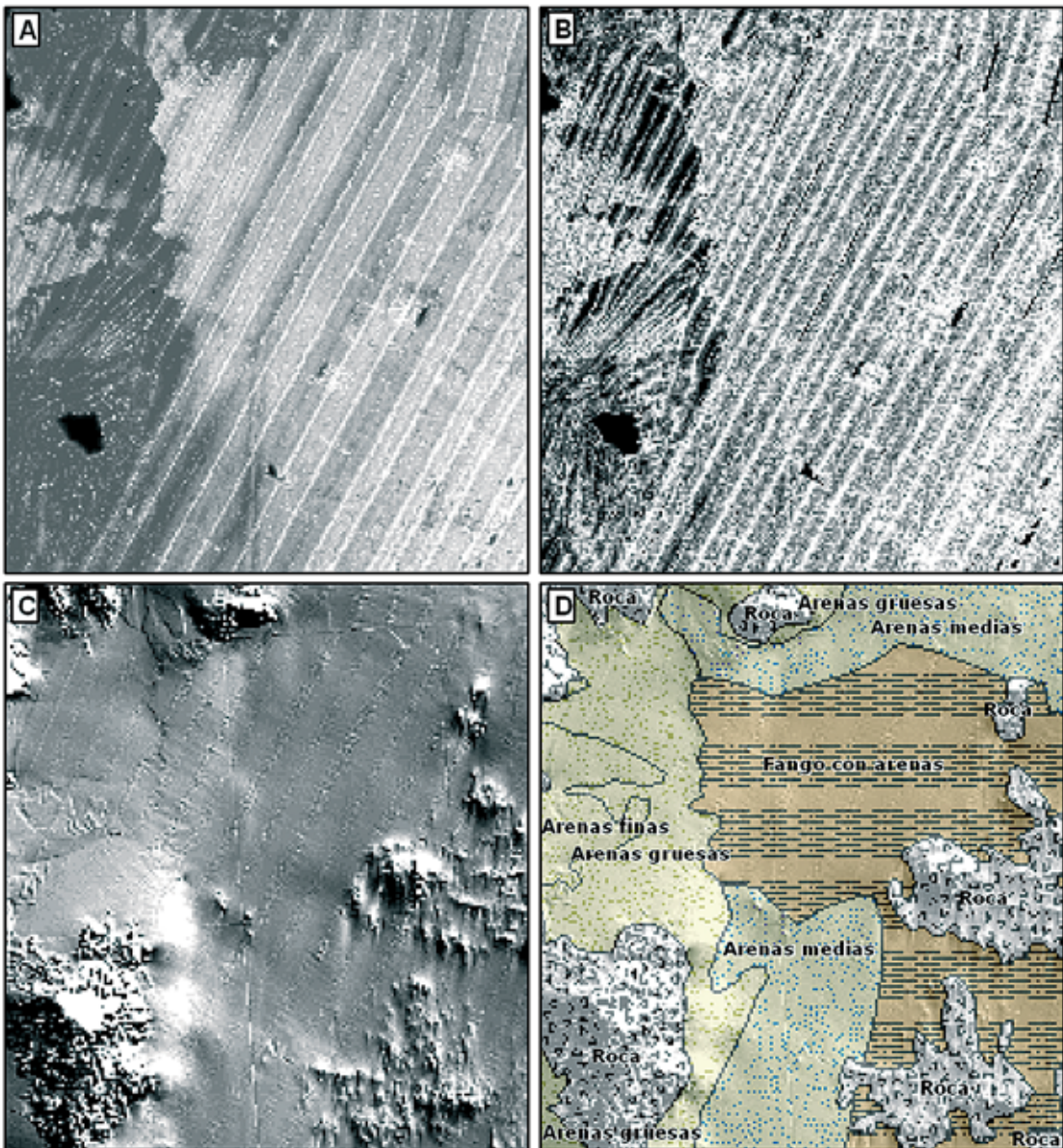


Figura 1. Arriba izquierda, imagen de retrodispersión de una de las zonas de estudio en niveles de gris. Arriba derecha, variable textural de co-ocurrencia Entropía obtenido de la imagen de retrodispersión en la que se definen nuevos bordes que corresponden a límites de tipos de sedimentos. Abajo izquierda, sombreado obtenido a partir del Modelo Digital de Profundidades (MDP) con el que se identifican bien los afloramientos rocosos y algunos límites de clases. Abajo derecha, ejemplo de la cartografía final interpretada del fondo marino.

Para llevar a cabo la interpretación y cartografía final de los procesos geológicos de la plataforma continental en la zona de estudio, se ha tenido en cuenta la información integrada en la base de datos espacial, pero en las que tiene un papel importante la información derivada de las variables texturales extraídas de la retrodispersión, las clasificaciones realizadas, los diferentes modelos topográficos (en espe-

cial los sombreados con diferentes parámetros), la batimetría, y el contexto geológico de la zona (Figura 1).

Resultados

En cuanto a los valores originales de retrodispersión para toda la zona de estudio varían

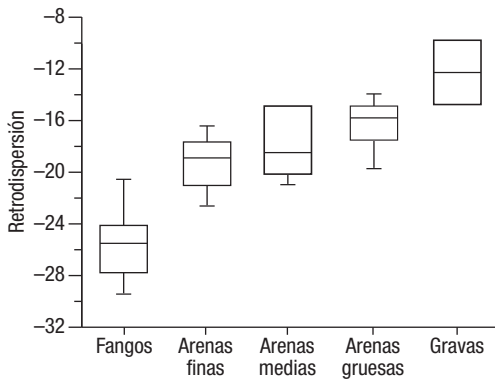


Figura 2. Valores de retrodispersión de las clases de fondos marinos: Fangos, Arenas finas, Arenas medias, Arenas gruesas y Gravass.

entre -10 dB y -40 dB, y son coherentes con los de otros autores (Hughes Clarke *et al*, 1996; Mitchel y Clark, 1994). Los valores más altos corresponden a los afloramientos rocosos y gravas (entre -10 dB y -14 dB), los primeros perfectamente identificables con el modelo de sombreado. Las fracciones arenosas tienen valores típicos en un intervalo de retrodispersión más amplio (-15 dB y -32 dB) en el que se incluyen sedimentos de arenas gruesas (entre -15 dB y -19 dB), arenas medias (entre -20 dB y -23 dB) y arenas finas (entre -25 dB y -32 dB). Por último, los términos fangosos presentan los valores más bajos de energía (entre -33 dB y -39 dB).

En la Tabla 2 se muestran los valores medios y desviación estándar de los valores originales de retrodispersión y de cada variable textural correspondientes a las muestras de sedimentos más homogéneos en cuanto a tamaño de grano que se han considerado en este trabajo (Tabla 1).

En el caso de las muestras seleccionadas para nuestro estudio, los valores siguen la tendencia y separabilidad de tipos de fondos marinos pero en general con valores de retrodispersión más altos (Figura 2). Existe una clara relación entre tamaño de grano y valores de retrodispersión, de tal modo que a mayor tamaño de grano mayor valor de retrodispersión. Mientras que las gravas presentan valores similares a los encontrados en la bibliografía (-10 dB y -15 dB), los fangos presentan los valores más bajos (-20 dB y -29 dB) bien diferenciados del resto de clases de fondo marino.

Las arenas siguen la tendencia pero hay grandes solapes de valores de reflectividad entre las diferentes clases (-14 dB y -22 dB) con medias similares entre las arenas finas y medias; $-18,92$ dB y $-18,45$ dB, respectivamente.

Una vez extraídas las variables texturales de la imagen de retrodispersión se realizó el análisis e interpretación visual de los resultados ya que es la metodología que se usa habitualmente para elaborar cartografía de fondos marinos a partir de valores de retrodispersión. Con este análisis se quiso tener una primera aproximación visual para distinguir diferentes estructuras y tipos de fondos marinos de la zona tras aplicar cada una de las matrices de co-ocurrencia, y las variaciones existentes entre ellas.

La característica visual más destacable de estas imágenes es la presencia del ruido que genera un bandeo artificial según la dirección de la trayectoria del barco debido al error total propagado inherente a la propia técnica de adquisición desde el barco y la toma de datos en el muestreo. Las condiciones de adquisición de datos y su posterior procesamiento también generan zonas sin datos debido a las regiones en sombra en la cobertura de las eco-sondas y a la limpieza línea por línea de los datos originales (Figura 3).

Análisis visual de las variables texturales

A priori, no hay variables texturales concretas que sean de mayor utilidad ya que la textura es una variable específica para cada imagen y muchas de las medidas están correlacionadas entre sí, con lo que en realidad, existen pocas verdaderamente independientes. Los buenos resultados obtenidos en una imagen no implica que puedan ser aplicados de modo general, y por tanto, la selección de las variables texturales adecuadas debe basarse en el análisis interactivo de los resultados para cada imagen particular (Franklin, 2001).

Presutti (2001) propone realizar el análisis visual para determinar la medida textural idónea y el mejor tamaño de nuestra ventana para cada imagen y aplicación concreta. En este trabajo, las imágenes de todas las matrices texturales obtenidas han aportado, en mayor o me-

Tabla 2. Media (X) y desviación típica (DT) de cada uno de los análisis texturales para cada clase de sedimentos: fangos, arenas medias, arenas gruesas y gravas

Muestra	Retro-dispersión		V.T. media		V.T. homogeneidad		V.T. segundo momento	
	X	DT	X	DT	X	DT	X	DT
Fangos								
M181	-27,80	1,05	51,77	0,29	0,70	0,09	0,30	0,08
M017	-25,06	1,69	53,25	0,50	0,40	0,17	0,11	0,04
M318	-25,64	1,72	58,09	0,32	0,61	0,12	0,28	0,09
M138	-20,62	1,31	59,46	0,32	0,59	0,16	0,39	0,13
M291	-24,27	1,93	58,54	0,15	0,64	0,10	0,22	0,03
M264	-25,56	1,21	52,80	0,61	0,53	0,14	0,21	0,07
Media	-25,31	1,50	55,67	0,32	0,60	0,13	0,25	0,07
Max	-20,62	1,93	59,46	0,61	0,70	0,17	0,39	0,13
Min	-27,80	1,05	51,77	0,15	0,40	0,09	0,11	0,03
Ds	2,37	0,34	3,40	0,16	0,10	0,03	0,10	0,04
Arenas finas								
Muestra	X	DT	X	DT	X	DT	X	DT
M093	-22,62	1,22	54,38	0,42	0,75	0,06	0,30	0,08
M180	-18,50	1,74	55,93	2,06	0,72	0,06	0,21	0,06
M231	-17,60	1,74	56,90	0,71	0,54	0,09	0,17	0,05
M237	-19,34	1,30	55,55	1,52	0,58	0,11	0,16	0,04
M105	-16,43	1,99	57,45	0,90	0,41	0,18	0,16	0,05
M297	-21,07	1,54	58,98	0,55	0,50	0,06	0,32	0,09
Media	-18,92	1,64	56,42	0,81	0,56	0,08	0,19	0,05
Max	-16,43	1,99	58,98	2,06	0,75	0,18	0,32	0,09
Min	-22,62	1,22	54,38	0,42	0,41	0,06	0,16	0,04
Ds	2,27	0,29	1,61	0,64	0,13	0,05	0,07	0,02
Arenas medias								
Muestra	X	DT	X	Dt	X	DT	X	DT
M076	-17,81	1,61	56,58	0,83	0,69	0,09	0,20	0,05
M065	-19,10	1,45	56,12	0,58	0,54	0,17	0,21	0,08
M059	-20,93	1,49	55,17	0,58	0,41	0,13	0,14	0,05
M030	-14,87	1,49	60,88	0,21	0,71	0,20	0,46	0,21
M031	-14,88	1,55	60,87	0,23	0,69	0,19	0,39	0,17
M096	-20,16	3,03	55,51	1,58	0,37	0,14	0,16	0,08
Media	-18,45	1,52	56,35	0,58	0,61	0,15	0,20	0,08
Max	-14,87	3,03	60,88	1,58	0,71	0,20	0,46	0,21
Min	-20,93	1,45	55,17	0,21	0,37	0,09	0,14	0,05
Ds	2,61	0,62	2,64	0,51	0,15	0,04	0,13	0,07
Arenas gruesas								
Muestra	X	DT	X	DT	X	DT	X	DT
M085	-16,56	1,07	57,45	0,23	0,66	0,09	0,24	0,03
M182	-16,31	1,21	57,40	0,77	0,66	0,09	0,25	0,09
M178	-14,94	1,33	58,27	0,33	0,68	0,07	0,23	0,05
M223	-14,09	1,47	58,43	0,53	0,48	0,05	0,12	0,02
M035	-14,87	1,45	60,89	0,22	0,80	0,05	0,48	0,08
M107	-15,40	3,49	57,91	1,63	0,41	0,16	0,13	0,06
M003	-17,46	1,45	56,92	0,56	0,56	0,10	0,20	0,06
Media	-15,86	1,45	58,09	0,43	0,66	0,09	0,24	0,06
Max	-14,09	3,49	60,89	1,63	0,80	0,16	0,48	0,11
Min	-19,80	1,07	56,92	0,22	0,41	0,05	0,12	0,02
Ds	1,82	0,77	1,30	0,47	0,13	0,04	0,13	0,03

Tabla 2 (cont.). Media (X) y desviación típica (DT) de cada uno de los análisis texturales para cada clase de sedimentos: fangos, arenas medias, arenas gruesas y gravas

Muestra	Retro-dispersión		V.T. media		V.T. homogeneidad		V.T. segundo momento	
	X	DT	X	DT	X	DT	X	DT
Gravas								
M228	-12,95	1,58	59,17	0,29	0,59	0,12	0,17	0,06
M022	-14,75	1,59	58,31	0,54	0,59	0,10	0,19	0,04
M166	-11,62	0,95	59,25	1,01	0,28	0,10	0,11	0,02
Media	-25,31	1,50	55,67	0,32	0,60	0,13	0,25	0,07
Max	-20,62	1,93	59,46	0,61	0,70	0,17	0,39	0,13
Min	-27,80	1,05	51,77	0,15	0,40	0,09	0,11	0,03
Ds	2,37	0,34	3,40	0,16	0,10	0,03	0,10	0,04

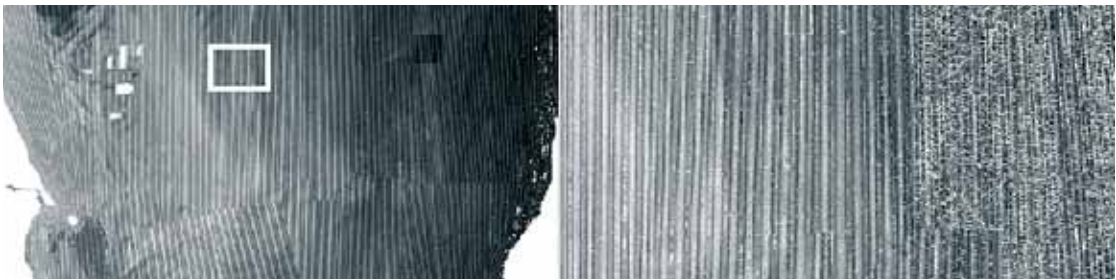


Figura 3. Detalle de la retrodispersión en la zona de estudio (izquierda), indicándose la zona donde se ha realizado la ampliación (derecha).

nor medida, información útil e interpretable para la clasificación de los fondos marinos, pero hemos centrado el estudio en el análisis de los descriptores de segundo orden: Media, Homogeneidad (peso de la ecuación relacionado con la distancia a la diagonal) y Segundo Momento Angular (peso de la ecuación relacionado con la probabilidad) con un tamaño de ventana 7×7 y un desplazamiento D de 3 y 3 porque son los que mejores resultados visuales se obtuvieron.

En la variable textural de la Media, visualmente no se observan modificaciones apreciables con respecto a la original, pero sí se aprecia un suavizado y difuminado de las formas al aumentar el tamaño de ventana que no altera mucho la visualización general. Por lo tanto, esta banda sólo resulta interesante para mejorar visualmente la imagen porque rellena huecos de información pero sin llegar a resaltar las estructuras del fondo marino.

Al aumentar el tamaño de ventana en la variable textural de la Homogeneidad, también se pudo apreciar un suavizado en las formas al igual que en el caso de la variable textural de

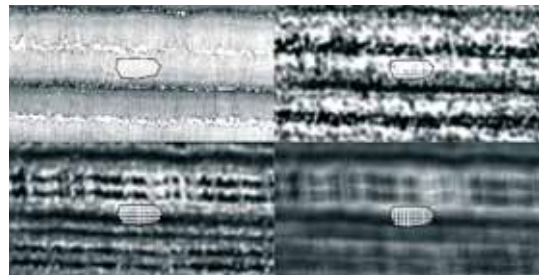


Figura 4. Arriba izquierda, imagen de retrodispersión original. Arriba derecha, filtro textural Homogeneidad para ventana 3×3 y desplazamiento 1,1. Abajo izquierda, filtro textural Homogeneidad para ventana 3×3 y desplazamiento 1,9. Abajo derecha, filtro textural Homogeneidad para ventana 7×7 y desplazamiento 1,9.

la Media, de tal forma que se pierde capacidad para detectar los bordes texturales. Hay que resaltar las grandes diferencias en los resultados al variar las componentes del desplazamiento en la ventana (D), en relación al bandeo sistemático que presentan las imágenes originales (Figura 4).

Sin embargo, cuando se aumenta el tamaño de la ventana en la variable textural del Se-



Figura 5. Arriba izquierda, filtro textural del Segundo Momento Angular para ventana 3x3 y desplazamiento 1,1. Arriba derecha, filtro textural del Segundo Momento Angular para ventana 3x3 y desplazamiento 1,9. Abajo izquierda, filtro textural del Segundo Momento Angular para ventana 7x7 y desplazamiento 1,1. Abajo derecha, filtro textural del Segundo Momento Angular para ventana 7x7 y desplazamiento 1,9.

gundo Momento Angular (Figura 5), si se observa un realce de los bordes entre regiones que no se discriminaban en los casos anteriores. Al igual que en el caso de la variable textural de la Homogeneidad, la dirección de desplazamiento determina el resultado, de tal modo que desplazamientos de la ventana paralelos al bandeo realzan mejor los bordes texturales de las clases de sedimentos marinos.

Con respecto al resto de matrices no consideradas de ocurrencia (Entropía, Media, Variancia, y Sesgo), y co-ocurrencia (Varianza, Contraste, Disimilaridad, Correlación y Entropía) no resultan variables texturales indicadas para las imágenes de retrodispersión de fondo marino de este estudio, ya que tras realizar su inspección visual aportan poca información de interés.

Análisis de valores texturales

Una vez que se analizaron visualmente las variables de modo iterativo junto al resto de datos del proyecto SPACE (modelos digitales del terreno, batimetría, muestreos de sedimentos, transectos submarinos, etc.) para seleccionar las que mayor información aportan, se procedió a la evaluación estadística de las muestras de entrenamiento para cada clase de sedimento marino. Para ello se utilizaron diagramas donde se analiza la separabilidad y valores característicos de las variables texturales

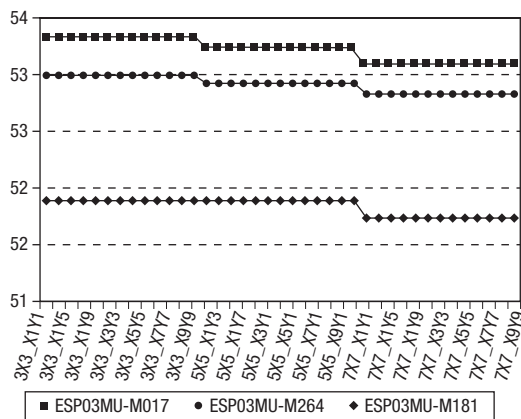


Figura 6. Valores texturales de la variable textural de la Media para diferentes tamaños de ventanas y desplazamientos variables.

consideradas de la Media, Homogeneidad y Segundo Momento Angular.

Como se puede apreciar en la gráfica de la Figura 6, el valor textural Media de las muestras disminuye al aplicar tamaños de ventana mayores pero dentro de un mismo tamaño de ventana se mantiene constante para todos los desplazamientos. Esto indica que el valor textural de la Media para estas imágenes está determinado por el tamaño de la ventana que se aplica y no tanto por el desplazamiento y su orientación. Esto se puede deber a la abundante presencia de zonas sin registros de retrodispersión en este tipo de imágenes de tal modo que al aumentar el tamaño de ventana (7x7) disminuye el valor textural Media al incluirse píxeles sin valor en la matriz de cálculo.

En el caso de la variable textural de la Homogeneidad (Figura 7), a mayor distancia de desplazamiento, tanto en la componente X, como en la Y, como en ambas, resultan valores texturales más bajos (entre 0,2 y 0,4). Sin embargo, el tamaño de la ventana apenas modifica los valores con respecto a otro tamaño de ventana. Distintos tamaños de ventana con iguales desplazamientos resultan valores texturales de Homogeneidad similares.

En el caso del Segundo Momento Angular (Figura 8) los valores texturales disminuyen una media de 0,2 a medida que aumenta el tamaño de la ventana (3x3_X1Y1 a 7x7_X9Y9). A diferencia de las variables texturales de Me-

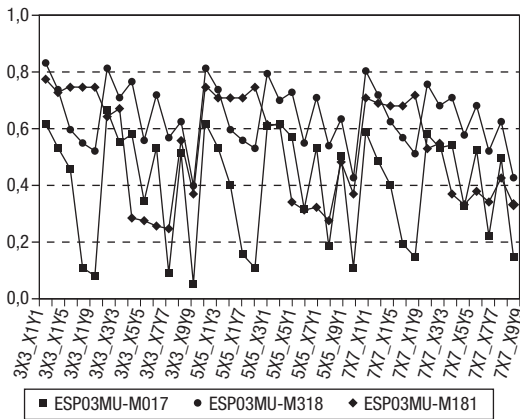


Figura 7. Valores texturales de la variable textural de la Homogeneidad para diferentes tamaños de ventanas y desplazamientos variables.

dia y Homogeneidad, los mínimos dentro de una misma ventana coinciden con las mayores diferencias entre la componente X e Y (X1Y9 y X9Y1).

Resultan especialmente interesantes los resultados obtenidos en el procesado de las imágenes de reflectividad de ecosondas ya que dependiendo el tipo de tratamiento de análisis textural aplicado y las variables texturales los efectos dentro de una misma imagen son diferentes. Al aumentar el tamaño de ventana en la variable Homogeneidad se produce una atenuación en las diferencias de los valores con un efecto de suavizado de los bordes de clases en la imagen. En el caso de la variable textural del Segundo Momento Angular según aumenta el tamaño de la ventana y las distancias de desplazamiento, se produce una generalización de los valores, según nos encontremos en la zona central o en los bordes de las franjas de adquisición de los datos.

Análisis de las clases de fondo marino

Contrastando los valores originales de retrodispersión con los valores texturales de las categorías de fondos marinos se puede analizar su separabilidad. En la Figura 9 se observa que los valores texturales de la Media frente a los valores originales de retrodispersión son los que mejor definen los espacios característicos de cada tipo de fondo marino. En gene-

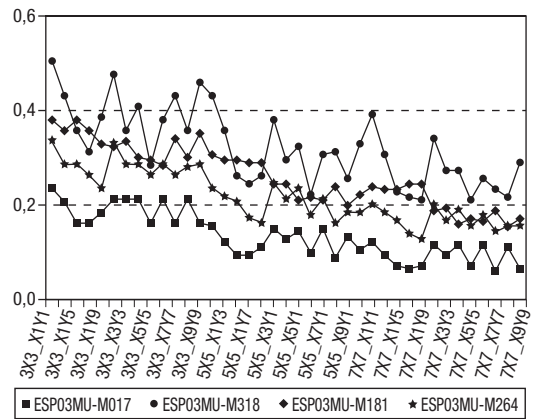


Figura 8. Valores texturales de la variable textural del Segundo Momento Angular para diferentes tamaños de ventanas y desplazamientos variables.

ral, la separabilidad entre los valores texturales de las clases generales (fangos, arenas, cantos y gravas) está bien definida pero se observan solapes entre las diferentes clases de arenas. El valor de la retrodispersión y de la Media aumentan a medida que el tamaño de grano. En los otros gráficos (Retrodispersión/Homogeneidad y Retrodispersión/Segundo Momento) no existe un patrón claro de separabilidad y viene determinado fundamentalmente por los valores originales de retrodispersión.

La separabilidad de clases teniendo en cuenta los valores texturales (Figura 10) no es tan clara como en el caso anterior. Si bien se observa una ligera tendencia en la distribución de las nubes de puntos para las diferentes clases de fondos, más clara en los términos extremos (fangos y gravas) en las nubes de valores, no se puede establecer unos límites definidos para ninguna clase. De las tres posibles combinaciones de valores texturales, donde se produce un menor solape de clases es en la Media-Homogeneidad. En general, los valores de las clases fangos y rocas se identifican mejor que los de las arenas, ya que se pueden considerar como clases más homogéneas y más fácilmente clasificables que las de arenas. Al considerar 3 grupos distintos de arenas puede ocurrir que dichos grupos no sean tan homogéneos en cuanto a la naturaleza y características de los sedimentos y en realidad son clases muy heterogéneas, lo que provoca mayores solapes en sus valores.

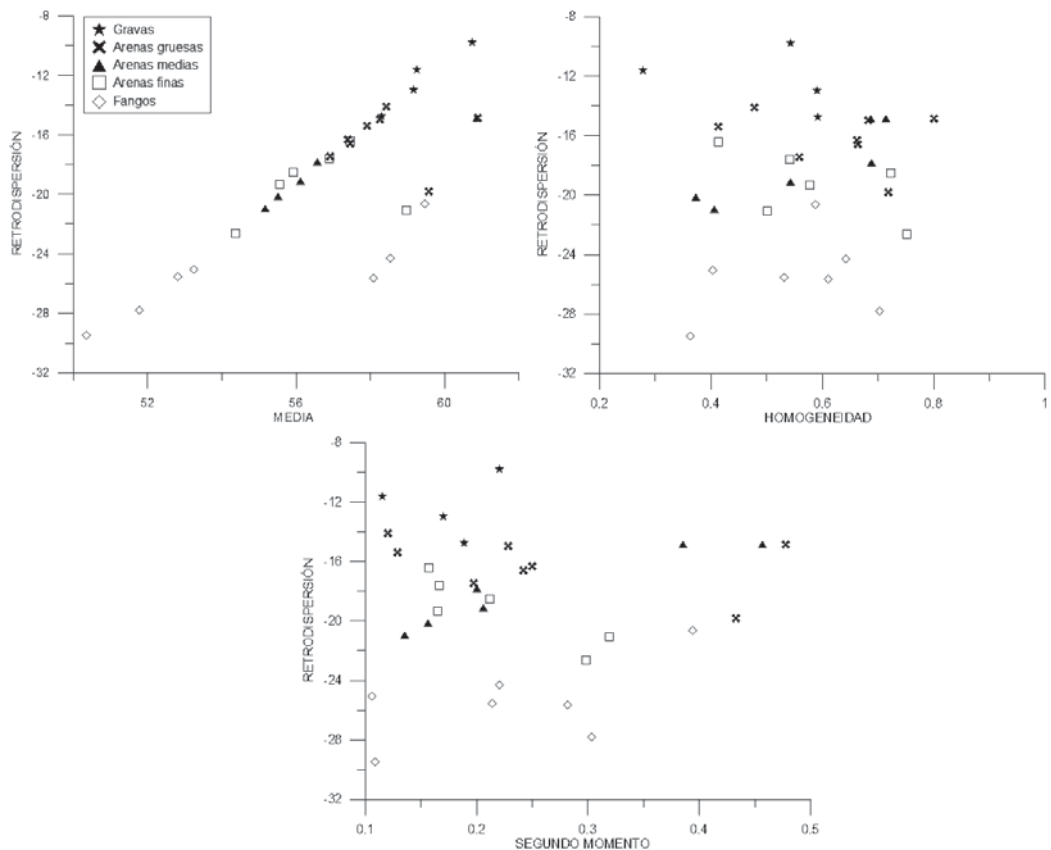


Figura 9. Distribución de valores de las diferentes clases de fondos marinos. Arriba izquierda, retodispersión y variable textural de la Media. Arriba derecha, retodispersión y variable textural de la Homogeneidad. Abajo, retodispersión y variable textural del Segundo Momento angular.

Discusión

El procesado de los datos crudos de una sonda multihaz determina el error total propagado. Según Ponce (2005), el ruido excesivo de los datos multihaz impide el uso de algoritmos que puedan procesarlos de modo eficaz y eficiente para obtener modelos corregidos y válidos.

El análisis textural de primer orden o matriz de ocurrencia, pone de manifiesto que las variables texturales de Media y Varianza no ayudan a la identificación de las clases propuestas, ya que representan en mayor medida las condiciones del proceso de adquisición de la imagen (iluminación, brillo general de la escena o ganancia y desfase del sistema).

Estudios donde se aplica el análisis textural muestran resultados diferentes. Mientras que las variables de Segundo Momento Angular,

Contraste y Correlación son las que se utilizan habitualmente en la clasificación multispectral (Presutti, 2004), los trabajos de Maillard (2003) afirman que de todas las variables texturales de segundo orden calculadas con la matriz de co-ocurrencia, la variable de Segundo Momento Angular, Entropía y Contraste, son los que mejor información aportan a la hora de clasificar las clases definidas para los fondos marinos. De tal modo que la variable textural Media presenta una correlación significativa con el tamaño de grano ($r = 0.67$), mientras que la Entropía apenas tiene un 0.01 de r . Pero en nuestro caso, la Media y la Homogeneidad son las que mejores resultados nos han aportado, seguramente por las características sedimentológicas y calidad de los datos. El Segundo Momento Angular mide la uniformidad local de los datos y permite utilizar grandes ventanas aunque resta resolución a los límites de las

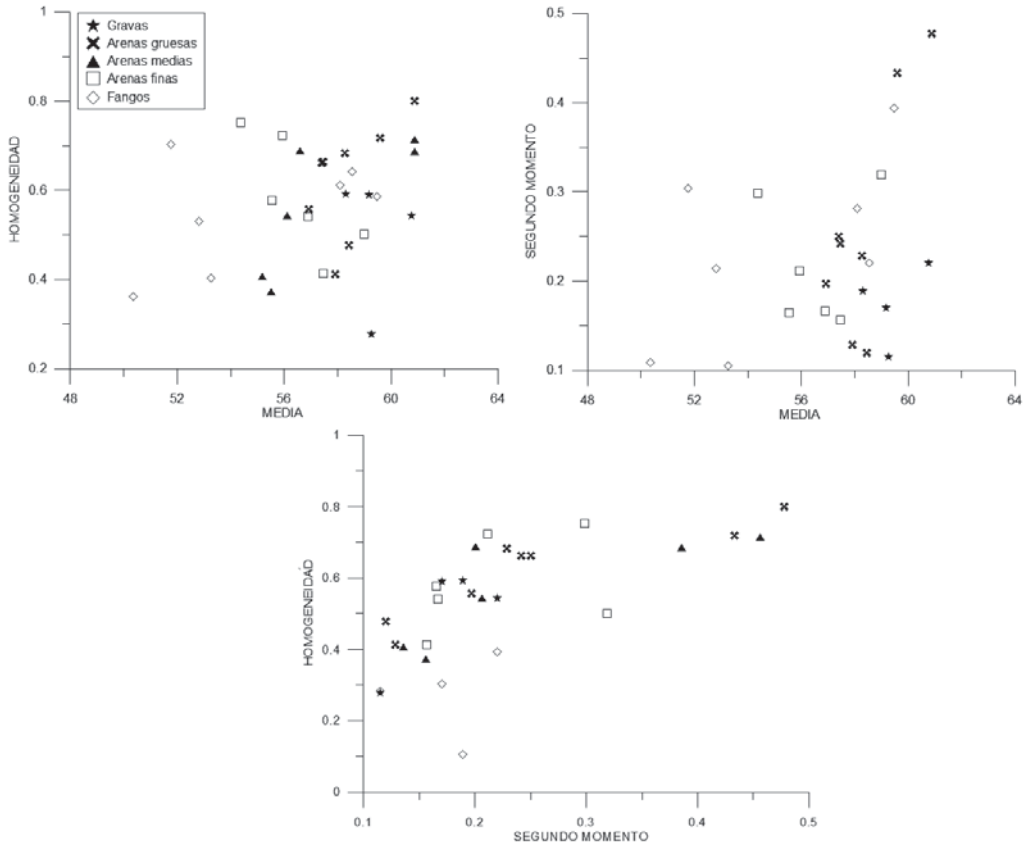


Figura 10. Distribución de valores texturales de las diferentes clases de fondos marinos. Arriba izquierda, variable textural de la Homogeneidad frente a la variable textural de la Media. Arriba derecha, variable textural del Segundo Momento Angular frente a la variable textural de la Media. Abajo, variable textural de la Homogeneidad frente a la variable textural del Segundo Momento Angular.

clases de fondos marinos, enmascarando sus fronteras, y por tanto, dificultando las clasificaciones.

Era de esperar que la medida de la variable textural de la Entropía hubiera aportado buenos resultados puesto que mide la probabilidad de que se produzca la ocurrencia de cada combinación de píxeles. El ya comentado bandeo sistemático de las imágenes hace que se introduzca un ruido con un peso importante que no permita caracterizar bien las diferentes clases de fondo marino, tal y como se vio en el análisis visual de esta variable.

En cuanto al análisis visual de la variable textural de la Media, se comprobó que sólo existían variaciones en la visualización tras modificar el tamaño de ventana. Al aumentar el tamaño de ventana, se incrementaba también la desviación estándar debido seguramente a que toman valores sin valor de los píxeles nulos del

bandeado cercanos a los polígonos. En algunos casos, siendo incluso mayor dicha desviación que para la retrodispersión de la imagen original. Esto hace tener en cuenta de modo especial que obliga a escoger adecuadamente el tamaño de la ventana debido a la presencia de píxeles sin valor.

Para la variable textural de la Homogeneidad, se observó visualmente que la componente del desplazamiento de la ventana cambia notablemente la apariencia de la imagen, mejorándola en aquellas zonas donde la orientación coincide con la de la muestra. Al aumentar el tamaño de la ventana (9×9) se produce un ligero efecto de suavizado pero cuando se disminuye la desviación general de los datos. Esto hace que esta variable textural tenga que ser tenida en cuenta porque dependiendo de la zona de la imagen muestreo y del desplazamiento de la ventana, puede aumentar la desviación

estándar viéndose muy afectada por el ruido inherente de la imagen. De igual modo se puede utilizar para disminuir la desviación en los polígonos de muestra.

Los resultados obtenidos con el Segundo Momento Angular son parecidos a los de la Homogeneidad pero necesita mayores tamaños de ventana para eliminar los píxeles sin valor. Además, y de modo contrario a lo que ocurre con la textura Homogeneidad, esta variable textural se ve más influenciada por los píxeles sin valor. Esto puede ser interesante porque se puede utilizar cada una de estas variables en función del efecto de suavizado y relleno de píxeles sin valor que queramos obtener dependiendo de las características de nuestra imagen de partida.

Al analizar los datos por variables texturales y clases se comprobó que este método podía servir para destacar errores de asignación de clases, y es destacable que influye más el contexto de los alrededores del polígono que los propios píxeles que abarca. Para la variable textural de la Media, se resalta la mayor separabilidad de las clases con respecto a las variables Homogeneidad y Segundo Momento Angular. Los términos extremos de sedimentos marinos aparecen con buena separabilidad mientras que las diferentes clases de arenas se solapan más. Hay que tener en cuenta que la mayoría de las muestras son términos heterogéneos que incluyen varias clases de tamaños de sedimentos, y por tanto, su respuesta de retrodispersión y textural va a estar condicionada por la proporción de cada uno de ellos. Además, hay que tener en cuenta que los límites entre clases no son netos y definidos ya que hay una constante transición espacial de los sedimentos que dificulta la identificación exacta de los límites de cada tipo de sedimentos marinos (Bureau Hidrográfico Internacional, 2005). Con estos valores se puede identificar con fiabilidad los tres términos generales de sedimentos (gravas-arenas-fangos) pero para diferenciar los términos intermedios (arenas finas-arenas medias-arenas gruesas) hay que contar con otro tipo de análisis y tratamientos.

De esta manera, se comprueba que el tamaño de ventana y el desplazamiento en muchas ocasiones es decisivo para el éxito de las clasificaciones. Fernández *et al.* (2003) es coin-

cidente en este aspecto, e indica que cuanto mayor es el tamaño de ventana, menos se distinguen los bordes de clase, que en este caso se traduce en una atenuación de las diferencias con las zonas sin valores de retrodispersión.

Conclusiones

El análisis textural aplicado a imágenes de retrodispersión obtenidas con sondas multihaz para el estudio de la plataforma continental genera nuevos niveles de información que ayudan en la interpretación y cartografía de las diferentes clases de fondos marinos. Pero hay otras muchas variables que influyen en la correcta interpretación de estos datos como son: la orientación en la toma de la retrodispersión; y los errores presentes en la toma de datos, tanto si son debidos al ruido del barco o a zonas sin datos, que podía hacer que dicha homogeneidad no fuera la característica de textura idónea.

Comprobamos que la respuesta acústica nos puede dar información sobre la distribución de los sedimentos marinos, pero es indispensable tomar datos adicionales, como fotografías del fondo, videos de transectos o los propios dragados, ya que si no es imposible explicar a que se deben las diferencias en los valores de retrodispersión. Esto se debe a que para las matrices de co-ocurrencia no hay ningún modelo que las vincule con las propiedades físicas a un fondo marino específico, de manera que dos fondos de litologías diferentes pueden exhibir las mismas características de textura.

Los patrones definidos por la retrodispersión de sonda multihaz han sido interpretados para determinar las clases de sedimentos establecidas (de acuerdo al tamaño de grano) presentes en el fondo marino. Los valores extremos permiten diferenciar los grandes grupos (valores altos corresponden a gravas, valores bajos a fangos y valores intermedios a arenas).

Los análisis de media e intervalo de datos permiten identificar en situaciones favorables fronteras entre tipos de sedimentos que no se aprecian en otros niveles de información. El bandeado sistemático del nivel de procesado de los datos de retrodispersión multihaz que hemos utilizado dificulta la identificación de las

diferentes clases granulométricas de arenas de fondo marino utilizando variables texturales. Para el caso de las clases de fangos y gravas este tipo de análisis es más eficaz y preciso.

El análisis textural (matriz de ocurrencia y matriz de co-ocurrencia) de estos valores aporta nuevos niveles de información que, junto a los sombreados y la batimetría, permiten identificar límites entre diferentes clases de sedimentos y su clasificación que únicamente con la imagen de retrodispersión no es posible, y por tanto, es una metodología que debe desarrollarse y ser tenida en cuenta para trabajos con objetivos similares.

Agradecimientos

Los datos utilizados para este trabajo pertenecen al proyecto ESPACE (Estudio de la plataforma continental española) de la Secretaría General del Mar perteneciente al Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Referencias

- ANYS, H., BANNARI, A., HE, D. C. & MORIN, D. 1994. Texture analysis for the mapping of urban areas using airborne MEIS-II images. *Proceedings of the First International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition*, 3, 231-245.
- BLONDEL, P. & MURTON, J. 1997. Handbook of seafloor sonar imagery. *Publisher John Wiley & Sons, Chichester/Praxis Publishing*, Chichester, 1997, 314 pp.
- BUREAU HIDROGRÁFICO INTERNACIONAL. 2005. Clasificación del fondo marino y detección de accidentes. En: Organización Hidrográfica Internacional (eds.). *Manual de Hidrografía (Publicación M-13)*, 199-256. Mónaco.
- FERNÁNDEZ-SARRÍA, A., RECIO-RECIO, J. & RUIZ-FERNÁNDEZ, L. 2003. Análisis de imágenes mediante texturas: aplicación a la clasificación de unidades de vegetación. *GeoFocus*, 3, 143-159.
- FERRO, C. & WARNER, T. 2002. Scale and texture in digital image classification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68, 51-63.
- FRANKLIN, S. E. 2001. Remote Sensing for Sustainable Forest Management. *Ed. Lewis Publishers*. pp 407.
- GOFF, J. A., OLSON, H. C. & DUNCAN, C. S. 2000. Correlation of side scan backscatter intensity with grain size distribution of shelf sediments. *New Jersey margin. Geo Mar. Lett.* 20, 43-49.
- HANQUIEZ, V., MULDER, T., LECROART, P., GONTHIER, E., MARCHÈS, E. & VOISSET, M. 2007. High resolution sea floor images in the Gulf of Cadiz, Iberian margin. *Marine Geology*, 246, 42-59.
- HARALICK, R. M., SHANMUGAN, K. & DINS-TEIN, I. 1973. Textural features for image classification. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetic*. 3, 610-621.
- HERZFELD, U. C. 1993. A method for seafloor classification using directional variograms, demonstrated for data from the western flank of the Mid-Atlantic Ridge. *Math. Geology*, 25, 901-924.
- HUGHES CLARKE, J. E., MAYER, L. A. & WELLS, D. E. 1996. Shallow-water imaging multibeam sonars: A new tool for investigating seafloor processes in the coastal zone and on the continental shelf. *Marine Geophysical Researches*, 18, 607-629.
- JACKSON, D. R., WINEBRENNER, D. P. & ISHIMARU, A. 1986. Application of the composite roughness model to high-frequency bottom scattering. *J. Acoust. Soc. Am*, 79, 1410-1422.
- LOBO, F. J., FERNÁNDEZ-SALAS, L. M., MORENO, I., SANZ, J. L. & MALDONADO, A. 2006. The sea-floor morphology of a Mediterranean shelf fed by small rivers, northern Alborán Sea margin. *Continental Shelf Research*, 26: 2607-2628.
- LYNN FERINI, V. & FLOOD, R. D. 2006. The effects of fine-scale surface roughness and grain size on 300 kHz multibeam backscatter intensity in sandy marine sedimentary environments. *Marine Geology*, 228, 153-172.
- LO IACONO, C., GRÀCIA, E., DIEZ, S., BOZZANO, G., MORENO, X., DAÑOBEITA, J. & ALONSO, B. 2008. Seafloor characterization and backscatter variability of the Almeria Margin (Alborán Sea, SW Mediterranean) based on high-resolution acoustic data. *Marine Geology*, 250, 1-18.
- MAILLARD, P. 2003. Comparing Texture Analysis Methods through Classification, *PE&Remote Sensing*, 69. pp. 357-367.
- MAS, J. 1996. Aspectos oceanográficos y biogeográficos de sureste peninsular. Algunas consideraciones ambientales. «Accesible en URL: [http://www.dipalme.org/Servicios/Anexos/anexosiea.nsf/VAnexos/IEA-RNMA-c1/\\$File/RNMA-c1.pdf](http://www.dipalme.org/Servicios/Anexos/anexosiea.nsf/VAnexos/IEA-RNMA-c1/$File/RNMA-c1.pdf)» Consultado el 27 de octubre de 2011.
- MATEU, G., REY, J. & DÍAZ DEL RÍO, V. 1984. Las barras submarinas de la zona interna de la plataforma continental frente al Mar Menor (Murcia, España): Estudio sísmico y cronobioestadístico. *Thalassas*, 22, 33-42.
- MEDIALDEA, T., SOMOZA, L., LEÓN, R., FARRÁN, M., ERCILLA, G., MAESTRO, A., CA-

- SAS, D., LLAVE, E., HERNÁNDEZ-MOLINA, F. J., FERNÁNDEZ-PULGA, M. C. & ALONSO, B. 2008. Multibeam backscatter as a tool for seafloor characterization and identification of oil spills in the Galicia Bank. *Marine Geology*, 249, 93-107.
- MITCHELL, N. C. & HUGHES CLARKE, J. E. 1994. Classification of seafloor geology using multibeam sonar data from the Scotian Shelf. *Marine Geology*, 121, 143-160.
- NITSCHKE, F. O., BELL, R., CARBOTTE, S. M., RYAN, W. B. F. & FLOOD, R. 2004. Process-related classification of acoustic data from the Hudson River Estuary. *Marine Geology*, 209, 131-145.
- PONCE, R. A. 2005. Métodos de Análisis y Procesamiento de Datos Batimétricos Monohaz y Multihaz, Presente y Futuro. *Convención Nacional de Geografía 2005*. Manzanillo, Colombia.
- PRESUTTI, M. E. 2004. La matriz de co-ocurrencia en la clasificación multispectral: tutorial para la enseñanza de medidas texturales en cursos de grado universitario. *4ª Jornada de educacao em Sensoramento Remoto no âmbito do Mercosul*. 2004. São Leopoldo, Brasil.
- PRESUTTI, M. E., FRANKLIN, S. E., MOSKAL, L. M. & DICKSON, E. E. 2001. Supervised classification of multisource satellite image spectral and texture data for agricultural crop mapping in Buenos Aires Province, Argentina. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 27, 6, 679-684.
- REY, J. & DÍAZ DEL RÍO, V. 1983. La Plataforma Continental mediterránea entre Cabo de Palos y Cabo Tiñoso. Morfología y estudios sísmicos de la cobertura sedimentaria. *Información Técnica del Instituto Español de Oceanografía*, 11, 26 pp.
- RØNHØVDE, A. 1999. High Resolution of Beam forming of SIMRAD EM3000 Bathymetric Multibeam Sonar Data. *Cand Scient thesis* (University of Oslo).
- RUIZ FERNÁNDEZ, J. M. 2005. Impacto ambiental de las desaladoras sobre las comunidades bentónicas marinas. *I. T*, 72, 40-47.
- SANZ, J. L., 2009. La investigación de la plataforma continental española. El proyecto ESPACE. «Accesible en URL: http://www.ieo.es/ESPACE/descripcion_ESPACE.htm» Consultado el 24 de Agosto de 2009.
- URGELES, R., LOCAT, J., SCHMITT, T. & HUGHES CLARKE, J. E., 2002. The July 1996 flood deposit in the Sanguenay Fjord, Quebec, Canada: implications for sources of spatial and temporal backscatter variations. *Marine Geology*, 184, 41-60.

Implementación CGPS y altimetría en los Puertos de Ibiza, l'Estartit y Barcelona para monitorización del nivel del mar

J. J. Martínez Benjamín¹, M. A. Ortiz Castellón², A. Ruiz², E. Bosch², A. Termens², M. Martínez García¹, X. Martínez de Osés¹, B. Pérez Gómez³, G. Rodríguez Velasco⁴, F. Pros⁵, J. Gili¹, A. Tapia¹ y R. López¹

¹ Universidad Politécnica de Cataluña (UPC), Dpto. Ingeniería del Terreno, Cartográfica y Geofísica, 08028 Barcelona

² Instituto Cartográfico de Cataluña (ICC), Barcelona

³ Puertos del Estado (PE), Madrid

⁴ Universidad Complutense de Madrid (UCM), Madrid

⁵ Puerto de Barcelona, Barcelona

Resumen

Dos campañas aéreas con el LIDAR Optech ALTM-3025 del ICC (Instituto Cartográfico de Cataluña) fueron realizadas el 16 de Junio de 2007 de día con un Partenavia P-68 y el 12 de Octubre de 2007 de noche con un Cessna Caravan 208B. La validación posible de esta nueva tecnología LIDAR puede ser útil para suministrar medidas en áreas costeras, de unos 15 a 20 km desde la línea de costa, donde la altimetría radar por satélite da problemas severos debido al amplio haz («footprint») que abarca zona de tierra. La segunda campaña aerotransportada se realizó coincidiendo con el paso del satélite ICESat provisto de un láser altímetro. Se describe la situación actual de las infraestructuras CGPS en Ibiza, l'Estartit y Barcelona así como sus aplicaciones a la monitorización del nivel del mar y calibración altimétrica. El objetivo principal es la integración de datos geodésicos espaciales, aerotransportados e in-situ para establecer áreas de calibración altimétrica en el Mediterráneo Occidental en el marco del estudio del Cambio Global.

Palabras clave: mareógrafo, LIDAR, altimetría láser, GPS, nivel del mar.

Abstract

CGPS Implementation and Altimetry in the Ibiza, l'Estartit and Barcelona Harbours for Sea Level Monitoring

Two airborne calibration campaigns carrying an Optech Lidar ALTM-3025 (ICC) were made on June 16, 2007 with a Partenavia P-68 and October 12, 2007, with a Cessna Caravan 208B flying along two ICESat target tracks including crossover near l'Estartit. The validation of this new technology LIDAR may be useful to fill coastal areas where satellite radar altimeters are not measuring due to the large footprint and the resulting gaps of about 15-30 km within the coastline. The second airborne campaign was made at night at the same time of the ICESat overflying. A description of the actual geodetic CGPS (Continuous GPS) infrastructures at Ibiza, l'Estartit and Barcelona is presented as their applications to sea level monitoring and altimeter calibration. The main objective is the integration of spaceborne, airborne and in-situ data for the establishment of altimeter calibration areas in the western Mediterranean in the framework of Global Change.

Key words: Tide gauge, LIDAR, laser altimetry, GPS, sea level.

Introducción

El nivel del mar es una variable medioambiental de importancia ampliamente reconocida en muchas disciplinas científicas como parámetro de control en procesos dinámicos costeros o procesos climáticos en los sistemas atmósfera-océano así como en aplicaciones geodésicas y medioambientales en la Ingeniería. La fuente principal de datos de nivel del mar son las redes nacionales de mareógrafos en la costa, en España perteneciendo a diferentes instituciones como el Instituto Geográfico Nacional (IGN), Puertos del Estado (PE), Instituto Hidrográfico de la Marina (IHM), etc. Los mareógrafos miden el nivel del mar relativo a la tierra. Buenos modelos de mareas existen en el Mediterráneo Occidental. Criticamente dependen de la información batimétrica precisa que ha mejorado recientemente. La variación del nivel del mar para períodos largos ha sido cuantificada recientemente usando datos del Topex/Poseidón, Jason-1/2, ERS-1/2, Envisat y mareográficos a largo período (varias décadas hasta 100 años).

Infraestructura geodesica en los puertos de Ibiza, l'Estartit y Barcelona

La instrumentación de las medidas del nivel del mar está siendo mejorada con la instalación de un nuevo mareógrafo radar de pulsos DATAMAR 3000C, de Geónica, S. L., en el Puerto de Barcelona en donde la Autoridad Portuaria de Barcelona (APB) ya dispone de una estación GPS, formada por un sensor de Leica Geosystems GRX1200 GG Pro y una antena AX 1202 GG capaz de realizar un seguimiento constante de las constelaciones NAVSTAR y GLONASS así como de la futura constelación GALILEO, en la nueva torre de control situada en el muelle de inflamables. Se espera constituya el conjunto una estación CGPS (*Continuous Global Positioning System*) de las redes ESEAS (*European Sea Level*) y TIGA (*GPS Tide Gauge Benchmark Monitoring*).

Puertos del Estado dispone de un mareógrafo radar MIROS en el Puerto de Barcelona



Figura 1. Infraestructura CGPS en el Puerto de Barcelona (imagen superior) y del Puerto de Ibiza (imagen inferior).

además de un CGPS en el Puerto de Ibiza básico en la campaña IBIZA2003 (Martinez-Benjamin *et al.*, 2004), (Martinez-Benjamin *et al.*, 2007) de calibración altimétrica del Jason-1. La determinación del sistema de referencia altimétrico portuario (SRAP), está basada en los registros históricos realizados con mareógrafos, de los niveles del mar en cada puerto. En el puerto de Barcelona desde hace 20 años se dispone de instrumentación mareográfica integrada en la red REDMAR de PE.

Las medidas mareográficas permiten la determinación de ceros ó niveles de referencia, la realización de dragados, el cálculo de constantes armónicas del puerto para predicción de la marea, el estudio de las tendencias del nivel medio del mar a largo plazo, la ayuda a la navegación en el puerto, contribución al sistema de alerta de los tsunamis, etc. (Fig. 1).

La ubicación de la estación GPS en el Puerto de Barcelona es particularmente adecuada debido a la proximidad del mareógrafo que estaría ubicados a escasos 50 m. de la torre de control posibilitando que se tengan cubiertas tanto las necesidades de posicionamiento para la topografía terrestre como pa-

ra la topografía hidrográfica. Esta proximidad permite la reiteración de datos no totalmente iguales que utilizan tipologías de análisis diferentes y complementarias, siempre que estén ligados altimétricamente con precisión. El conjunto mareógrafos-GPS se enlazarán con la red de nivelación REDNAP del IGN y la Red de Nivelación de Cataluña Xda del ICC mediante nivelación de alta precisión 1 mm/km.

Los datos mareográficos son esenciales para elaborar la batimetría pues conectan los trabajos batimétricos con el sistema de referencia altimétrico del Puerto de Barcelona (SRAP) permitiendo la determinación de los fondos. La cartografía precisa en el área portuaria, adquiere una importancia capital desde el momento que el puerto empieza a ser visitado por buques de grandes calados. No es habitual la visita de grandes buques cisterna, a excepción de los buques gaseosos, pero sí, en cambio de grandes portacontenedores. Este tipo de buques precisan de un margen de seguridad que solo una batimetría exacta puede proporcionarles.

La Facultad de Náutica de la UPC dispone de una estación meteorológica DAVIS PRO2 que consiste en un conjunto de sensores de estado sólido integrados (*Integrated Sensor Suite*, ISS). El ISS contiene sensores de presión atmosférica, temperatura y de humedad.

En el Puerto de l'Estartit se instaló un mareógrafo de flotador en 1990 que ha funcionado en el mismo lugar hasta octubre de 2006 registrando los datos medios del nivel del mar cada dos horas, junto a las condiciones meteorológicas, y suministrando series temporales de buena calidad de la altura del nivel del mar a nivel centimétrico similar a la magnitud de las mareas en estas áreas del Mediterráneo. Fue de particular interés para las campañas marinas de calibración altimétrica absoluta de los satélites Topex/Poseidon (marzo 1999 y Julio 2000) y Jason-1 (agosto 2002), realizadas en el área del Cabo de Begur. En mayo de 2008 ha sido reinstalado en un lugar próximo al anterior, punto 314049003, vértice geodésico (clavo próximo al mareógrafo) de la Red Utilitaria del ICC, continuando la generación de series temporales de nivel del mar (Fig. 2).



Figura 2. Mareógrafo del Puerto de l'Estartit.

Campañas lidar aerotransportadas

La novedad de la campaña aerotransportada se basa en la aplicación de la tecnología LIDAR (Light Detection and Ranging) al ámbito marino y a la determinación de cuáles son las condiciones óptimas de trabajo bajo las que los modelos de la superficie marina que se deriven pueden ser de utilidad para otros campos o técnicas como son la altimetría espacial, por ejemplo, para la calibración/validación de satélites altimétricos de forma más eficiente que en la actualidad.

Una ventaja del LIDAR aerotransportado es que a diferencia de otras tecnologías de observación de la Tierra (como por ejemplo la altimetría) las observaciones pueden acercarse mucho más a la línea de la costa sin que ello suponga una contaminación de las medidas realizadas.

Actualmente se trabaja activamente en Altimetría costera en el procesado de las formas de onda y reprocesado de los datos altimétricos dentro de los proyectos COASTALT (ESA) y de PISTACH (CNES).

El objetivo de las campañas aerotransportadas era la evaluación de la aplicabilidad del LIDAR como método de determinación del nivel

del mar en la zona costera y su complementariedad con respecto a la calibración clásica altimétrica en mar abierto. Se ha realizado un primer vuelo sobre el área de l'Estartit mediante el avión Partenavia P-68 del Instituto Cartográfico de Cataluña el 16 de Junio de 2007, aproximadamente de las 11 h a las 13 h 30 m. En la Figura 3 se muestra el avión, la boya GPS, el Lidary la trayectoria realizada.

En el cálculo de la trayectoria GPS/INS en el sistema de referencia ETRS89, se utilizaron las estaciones permanentes de referencia de la red CATNET del ICC: CASS, MATA y PLAN. Finalmente se obtiene un fichero ASCII por pasada incluyendo el tiempo GPS, las coordenadas X,Y y altura elipsoidal en UTM huso 31 sobre ETRS89 a una frecuencia de 200 Hz y la intensidad de cada punto láser, tanto para el primero como el segundo eco (Moysset, 2008). La precisión interna que se obtiene en el proceso de cálculo de la trayectoria GPS/INS es del orden de unos 10 cm. Posteriormente se realiza un control de calidad de la trayectoria GPS/IMU y del cálculo de los puntos láser así como del ajuste además de la clasificación de los ecos, filtrado e incidencia del oleaje. Se utilizó una boya GPS que se mantuvo en el puerto de l'Estartit entre las 10 h y las 13:30. Una estación de referencia GPS fue instalada en Aiguablava.

La segunda campaña con el avión CESSNA Caravan 2083 (ICC) se realizó de noche el 12 de octubre de 2007. Ha estado basada en la intercalibración del Lidar aerotransportado, con excelente resolución espacial de unos 80 cm, y el láser altimétrico GLAS del ICESat, que suministra alturas elipsoidales muy precisas.

Altimetría laser por satélite

ICESat fue lanzado el 13 de enero de 2003 y colocado en órbita circular a 600 km de altura y con 94° de inclinación. Tiene un subperíodo de repetición de 33 días. Estaba dotado de tres Lasers Nd:Yag L1, L2 y L3, trabajando a 1.064 nm (IR próximo) para altimetría y a 532 nm (verde) para estudios atmosféricos. El footprint es de unos 70 m y el espaciado a lo largo de la traza es de 170 m aproximadamente (Schutz *et al.*, 2005). La misión ha terminado el 11 de octubre de 2009.



Figura 3. Campaña LIDAR del 16 de junio de 2007.

Las elevaciones de ICESat/GLAS sobre el océano son suministradas en el producto global designado como GLA06 «*Elevation*», y el producto oceánico GLA15 «*Ocean Elevation*». Sobre tierra, GLA06 y GLA14 «*Land/Canopy elevation*», superficies como la vegetación pueden producir múltiples picos en las formas de onda «*Waveforms*». Para la comparación con los vuelos LIDAR como el del 12 de octubre de 2007, se usan GLA06 y GLA01, distribuidos por el NSDIC, *National Snow and Ice Data Center*. Los datos pueden obtenerse en www.nsidc.org, aunque en la colaboración UPC, Universidad Politécnica de Cataluña con CSR/UT, Center for Space Research/The University of Texas at Austin, se utilizan un sub-

ICESat Targets of Opportunity (TOOs) near Ibiza, l'Estartit, and Barcelona, Spain

Track	Pass Direction	Date/DOY			Off-Nadir Target Angle		
		L3g Oct-Nov 2006	L3h Mar-Apr 2007	L3i Oct-Nov 2007	L3j Feb-Mar 2008	L3k Oct-Nov 2008	
Ibiza							
0023	Des	31 Oct/304 0.51°	18 Mar/077 0.46°	09 Oct/282 0.55°	24 Feb/055 0.53°	-	-
0209	Asc	13 Nov/317 1.22°	31 Mar/090 1.18°	21 Oct/294 1.07°	07 Mar/067 1.10°	-	-
l'Estartit							
0075	Asc	04 Nov/308 1.01°	22 Mar/081 1.05°	12 Oct/285 1.06°	27 Feb/058 1.03°	14 Oct/288 1.01°	-
0142	Des	08 Nov/312 3.60°	26 Mar/085 3.49°	17 Oct/290 3.64°	-	-	-
0261	Des	16 Nov/320 3.27°	03 Apr/093 3.28°	25 Oct/298 3.22°	11 Mar/071 3.30°	-	-
Barcelona							
1310	Asc	-	-	-	-	6 Oct/280 2.23°	-
0023	Des	-	-	-	-	10 Oct/284 2.66°	-
0142	Des	-	-	-	03 Mar/063 4.20°	18 Oct/292 4.12°	-

Track	Pass Direction	L2d Nov-Dec 2008	L2e Feb-Mar 2009	L2f Oct 2009
Ibiza				
0023	Des	-	-	07 Oct/280 0.35°
0209	Asc	03 Dec/338 1.07°	- no data -	-
l'Estartit				
0075	Asc	-	19 Mar/078 0.94°	10 Oct/283 0.92°
0142	Des	-	-	-
0261	Des	- no data -	- no data -	-
Barcelona				
1310	Asc	-	11 Mar/070 2.32°	02 Oct/275 2.25°
0023	Des	-	15 Mar/074 2.67°	-
0142	Des	[28 Nov/333 0.43°]	23 Mar/082 4.14°	-

Figura 4. Periodos de observación del ICESat en los puertos de Ibiza, Estartit y Barcelona

conjunto de datos focalizados en el área de estudio de Ibiza y l'Estartit. Todos los productos de ICESat/GLAS son descritos en la dirección <http://glas.wff.nasa.gov/>, en particular, los períodos operacionales de GLAS.

La campaña con el Laser 3, L3k, comenzó el 4 de octubre de 2008 y el fallo definitivo del Laser se produjo el 19 de octubre de 2008. Se pasó al Laser 2 comenzando L2d el 25 de noviembre y finalizando el 17 de diciembre de 2008. Se realizó un nuevo período operacional con el Laser 2, L2e, que comenzó el 9 de marzo y terminó el 11 de abril de 2009 (los 33 días). Finalmente otro período observacional, L2f, comenzó el 30 de septiembre y terminó con el fallo definitivo del Laser y la misión ICESat el 11 de octubre de 2009. El satélite dejó de funcionar después de solo unos 10 días y

medio. Se han realizado medidas de ICESat en las áreas de los puertos de Ibiza, Estartit y Barcelona (Fig.4).

Se muestra L3i, en el que la observación de GLAS el 12 de octubre de 2007 fue dirigida al área de l'Estartit al mismo tiempo que el avión Cessna del ICC sobrevolaba el lugar, así como las alturas hae sobre el elipsoide (TOPEX), en donde se diferencian las trazas de referencia (en puntos) de las trazas observadas por GLAS en observación oblicua (tras solicitud al *Goddard Space Flight Center GSFC/NASA*) a los lugares de calibración de Ibiza y l'Estartit (en trazo continuo) (Martínez-Benjamin *et al.*, 2008) (Fig.5).

Para estudiar el potencial del Lidar para conectar las medidas del nivel del mar de los mareógrafos en la costa con las medidas altimétricas en mar abierto se ha considerado la

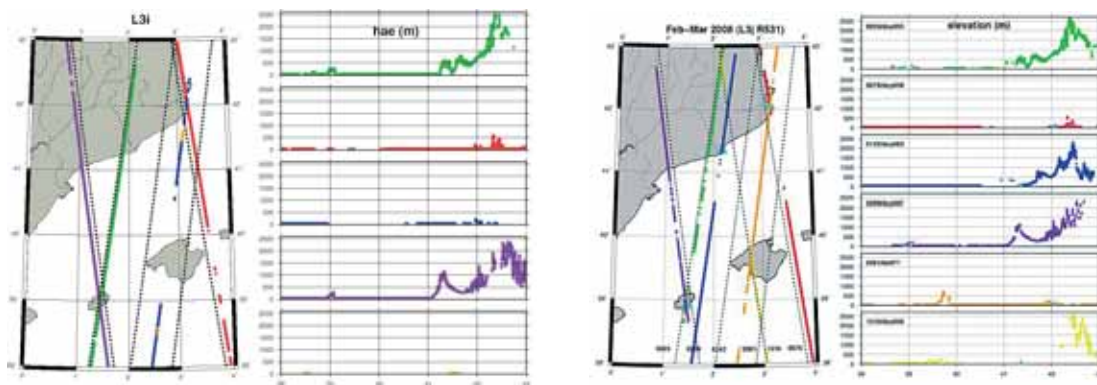


Figura 5. Observaciones laser de los periodos L3i y L3j

campana Lidar aerotransportada con vuelo sobre la traza de ICESat del 12 de octubre. El altímetro láser GLAS del ICESat suministra alturas elipsoidales y puede ser usado sobre tierra para calibrar el Lidar aerotransportado dentro del avión y en consecuencia puede ser utilizado sobre el océano para obtener la altura de la superficie marina SSH. Actualmente no hay ningún altímetro radar que suministre datos fiables a una distancia de la costa menor de unos 15 km, sin embargo hay mareas en aguas someras y fenómenos de dinámica oceánica que son observados por los mareógrafos pero no por la altimetría aunque un sistema Lidar podría ser usado para conectar estos dos sistemas diferentes de medidas. Dado que el Lidar aerotransportado está afectado por inclinaciones en actitud y bias, una calibración sobre tierra podría realizarse y solo la altimetría ICESat suministra elevaciones precisas sobre tierra en comparación a las mucho menos precisas del altímetro radar sobre tierra.

Agradecimientos

Se agradece a los dos revisores anónimos sus interesantes observaciones y sugerencias.

Este trabajo ha sido realizado dentro del Proyecto ESP2005-05829 y de la Acción Complementaria ESP2005-25306-E financiados por el Plan Nacional I+D+i del Ministerio de Educación y Ciencia.

Referencias

- MARTINEZ BENJAMIN, J. J., *et al.* 2004, Ibiza Absolute Calibration Experiment: Survey and Preliminary Results, *Marine Geodesy*, Taylor&Francis, Vol.27 (ISSN 0149-0419 print/1521-060X online).
- MARTINEZ BENJAMIN, J. J., *et al.* 2007, Campañas altimétricas de calibración en el Mediterráneo Occidental, *XII Congreso de la Asociación Española de Teledetección*, Mar del Plata, Argentina.
- MARTINEZ BENJAMIN, J. J., SCHUTZ, B., URBAN, T., & ORTIZ CASTELLON, M. A. 2008, Space Borne Laser and Airborne Lidar Experiences at l'Estartit (Spain), *Internacional Geoscience and Remote Sensing Symposium, IGARSS2008*, Proceedings CD 4p., Boston, Massachusetts, Estados Unidos.
- MOYSSET, M. 2008, Informe del projecte campanyes LIDAR a l'Estartit, *Informe interno*, ICC.
- SCHUTZ, B., *et al.* 2005, Overview of the ICESat misión, *Geophysical Research Letters*, Vol.32, L21S01, doi:10.1029/2005GL024009.

Análisis comparativo entre las máquinas de vectores soporte y el clasificador de máxima probabilidad para la discriminación de cubiertas de suelo

J. P. Argañaraz*^{1,2}, I. Entraigas²

¹ *Becario de estudio, Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires*

² *Instituto de Hidrología de Llanuras «Dr. Eduardo J. Usunoff»
(UNCPBA, CIC, Municipalidad de Azul)*

Resumen

El mapeo de los tipos de cubierta de suelo es una de las aplicaciones más comunes de la teledetección. A tal efecto, las imágenes Landsat TM resultan de gran utilidad por su adecuada resolución espacial, espectral, temporal y accesibilidad. Una de las formas más empleadas para extraer información temática a partir de imágenes satelitales es la clasificación supervisada y la estrategia para aplicarla puede diferir desde el algoritmo de asignación seleccionado, el número de bandas incluidas y el tamaño de las áreas de entrenamiento. El objetivo del presente trabajo fue comparar clasificaciones realizadas con un algoritmo tradicional paramétrico: el de máxima probabilidad (MLC) y uno no paramétrico de uso relativamente reciente: las máquinas de vectores soporte (SVM), utilizando tres combinaciones de bandas de uso tradicional: 345, 3457, 1-5 y 7 y una combinación de bandas infrarrojas: 457 y distintos tamaños de áreas de entrenamiento. Con ambos algoritmos, las clasificaciones que incluyeron cuatro y seis bandas (combinaciones 3457 y 1-5 y 7, respectivamente) fueron significativamente mejores que con tres bandas (345) pero, en general, no presentaron diferencias entre sí. La combinación 457 demostró ser útil para discriminar cubiertas de suelo, con precisiones comparables a las combinaciones tradicionales. El aumento del tamaño del área de entrenamiento tuvo un impacto diferente en la precisión alcanzada por los clasificadores, dependiendo de la combinación de bandas utilizada y, en todos los casos, se observó la estabilización de la precisión global frente al incremento del tamaño del área de entrenamiento. La combinación 3457 resultó ser la más adecuada para la discriminación de cubiertas de suelo, optimizando la relación entre el número de bandas incluido y la precisión global obtenida. En general, las SVM tuvieron mejor desempeño que MLC con la combinación de tres bandas, mientras que con cuatro y seis bandas las diferencias no fueron significativas.

Palabras clave: clasificación supervisada, clasificador de máxima probabilidad, máquinas de vectores soporte, tamaño del área de entrenamiento, combinación de bandas, Landsat TM

Abstract

Land cover mapping is one of the most common applications of remote sensing. For that purpose Landsat TM imagery is of great usefulness due to its appropriate spatial, spectral and temporal resolution and accessibility. One of the most used ways of extracting thematic information from satellite imagery is supervised classification and the strategy to apply it may differ as to the classification algorithm, number of bands included and the size of the training set. The objective of the present article was to compare classifications made with a traditional parametric algorithm: the maximum likelihood classifier (MLC) and a non parametric and of relatively recent application: the support vector machines (SVM), with three traditional band combinations: 345, 3457, 1-5 and 7, and an infrared band combination: 457, testing different training set sizes. Using both classifiers, the classifications obtained with both four and six bands (combinations 3457 and 1-5 and 7, respectively) were significantly

* Autor para la correspondencia: argajuan@yahoo.com.ar

Recibido: 11-11-10; Aceptado: 06-09-11.

better than with three bands (345), however, in most cases there were no differences between them. The 457 combination proved to be useful to characterize land covers, showing precisions comparable to traditional band combinations. Increasing training size had a different effect on the precision reached by the classifiers, depending on the band combinations used and, in every case, a stabilization of the global precision was observed with an increase in the training size. Combination 3457 was the most appropriate to land cover discrimination, optimising the relationship between the number of bands included and the global precision obtained. In general, SVM had better performance than MLC with the three band combination, whereas with four and six bands differences were not significant.

Keywords: supervised classification, maximum likelihood classifier, support vector machines, training size, band combination, Landsat TM

Introducción

El mapeo de los recursos naturales reviste gran importancia para la generación de información acerca de las cantidades existentes, estado o calidad de los mismos y su distribución en el espacio. Estos estudios resultan de gran valor ya que sientan las bases para analizar la estructura del paisaje, planificar el uso del territorio y proponer medidas para el manejo y conservación de los recursos, entre otras aplicaciones (Matteucci, 1979; 1998).

Los grandes avances tecnológicos de las últimas décadas en la capacidad de procesamiento de las computadoras y en el campo de la percepción remota permiten la realización de este tipo de estudios sobre grandes superficies (escala de paisaje, región y hasta global) a partir del uso de imágenes satelitales. Uno de los métodos más utilizados para transformar los datos contenidos en estas imágenes en información temática es la clasificación digital y el mapeo de los distintos tipos de cubiertas de suelo es uno de los principales usos de estas tecnologías. Las estrategias a seguir para la obtención de estos mapas son numerosas y comprenden la selección del tipo de sensor, el método de clasificación (supervisado, no supervisado o mixto), el algoritmo (paramétrico o no paramétrico), los conjuntos de bandas y/o combinaciones de ellas y el número de imágenes (clasificaciones unitemporales o multitemporales), entre otras (Chuvieco, 2002; Hall *et al.*, 1995; Jensen, 1996). Las elecciones realizadas sobre cada uno de estos aspectos dependen principalmente de los objetivos del trabajo y de la disponibilidad de recursos.

Uno de los sensores más ampliamente utilizados con estos fines es el Landsat Thematic Mapper (TM) por su buena resolución espacial, espectral, temporal y accesibilidad de las imágenes (Chuvieco, 2002). El conjunto de bandas utilizadas para el mapeo de cubiertas de suelo a partir de imágenes multiespectrales es variable. En mu-

chos casos se opta por la combinación de las bandas 345 de Landsat (rojo *R*, infrarrojo cercano *IRC* e infrarrojo medio *IRM*, respectivamente) o sus análogas de otras plataformas (Foody y Mather, 2004; Foody *et al.*, 2006; Guerschman *et al.*, 2003; Wolter *et al.*, 1995), en otros, se incluye además la banda 7 (*IRM*) (Herrera *et al.*, 2009; Vogelmann *et al.*, 1998) y en muchos casos, se considera la totalidad de las bandas reflexivas de Landsat, incluyendo también las correspondientes a las regiones del azul y verde (Demaría *et al.*, 2008; Herrera *et al.*, 2005; Huang *et al.*, 2002; Oommen *et al.*, 2008; Waske y Benediktsson, 2007). En los artículos mencionados, la selección de la combinación de bandas incluida en las clasificaciones respondió a resultados de investigaciones previas, a la falta de disponibilidad de otras bandas o, en algunos casos, no se manifestó una justificación.

Por otro lado, los métodos de clasificación supervisados son frecuentemente utilizados cuando se tiene cierto conocimiento previo del área de estudio. En ellos, se definen *a priori* áreas representativas de cada una de las clases que componen la leyenda, denominadas áreas de entrenamiento, cuyas características espectrales son utilizadas para entrenar el clasificador (Chuvieco, 2002; Jensen, 1996). El algoritmo de máxima probabilidad (Maximum Likelihood Classifier, MLC) es uno de los más utilizados para tal fin y pertenece al conjunto de los métodos supervisados paramétricos, es decir, que asume la normalidad de los datos (Oommen *et al.*, 2008). Sin embargo, los problemas asociados al no cumplimiento de este supuesto motivaron la búsqueda de alternativas no paramétricas (Foody y Mather, 2004). En los últimos años, las máquinas de vectores soporte (Support Vector Machines, SVM) han captado la atención de la comunidad científica por su potencialidad y, en muchos casos, han demostrado tener un mejor desempeño que otros clasificadores, tanto paramétricos como no paramétricos (Belousov *et al.*, 2002; Her-

mes *et al.*, 1999; Huang *et al.*, 2002; Melgani y Bruzzone, 2004).

Asimismo, la fase de entrenamiento en una clasificación supervisada reviste gran importancia, ya que la cantidad y calidad de los datos empleados para entrenar al clasificador incide en gran medida en la precisión del mapa obtenido (Foody y Mathur, 2006; Foody *et al.*, 2006). Los píxeles que componen la muestra de entrenamiento de cada clase deben ser representativos de la población de píxeles que compone dicha clase (Chen y Stow, 2002; Muchoney y Strahler, 2002). Por ello, las áreas de entrenamiento deben ser lo suficientemente grandes y estar distribuidas de tal forma que la heterogeneidad natural de la respuesta espectral de cada clase sea comprendida (Mather, 2004). Con la finalidad de satisfacer estos requerimientos, Mather (2004) propuso volúmenes de 30p por clase (siendo p el número de bandas incluidas en la clasificación) para entrenar al clasificador. El efecto del tamaño del área de entrenamiento en la precisión ha sido investigado por numerosos autores y, en general, a un aumento en el volumen de datos de entrenamiento le corresponde un aumento en la precisión (Foody y Mathur, 2004; Pal y Mather, 2003), aunque en algunos casos se alcanzó un valor constante (Van Niel *et al.*, 2005) o, inclusive, negativo (Oommen *et al.*, 2008) a partir de cierto tamaño del área de entrenamiento.

Por ello, teniendo en cuenta la variedad de estrategias posibles al momento de mapear las cubiertas de suelo y la necesidad de evaluarlas cuando se pretende generar este tipo de información, el objetivo del presente trabajo fue comparar el desempeño de un clasificador paramétrico tradicional como es el MLC y uno no paramétrico de gran potencial, según la bibliografía, como son las SVM, empleando diferentes conjuntos de bandas del sensor TM y distintos tamaños de áreas de entrenamiento. Es preciso destacar que este trabajo contempla sólo algunas de las alternativas conocidas para clasificar cubiertas de suelo a partir de clasificaciones digitales, pero que las posibilidades comprenden una lista más extensa.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se circunscribe a la zona llana de la cuenca del Arroyo del Azul (Figura 1). La cuenca se ubica en el centro de la provincia de Buenos Aires, Argentina, entre los 58° 51' y 60° 10'



Figura 1. Ubicación relativa de la cuenca del Arroyo del Azul (en gris se destaca el área de estudio).

de longitud oeste y 36° 09' y 37° 19' de latitud sur, en la denominada Depresión del Salado. La zona más llana de la cuenca se extiende aguas abajo de la ciudad de Azul ocupando una superficie aproximada de 3.750 km², con una pendiente regional muy baja (0,1 %, Usunoff *et al.*, 1999). Según la clasificación de Thornthwaite, el clima es subhúmedo-húmedo, mesotermal con poca o nula deficiencia de agua (en símbolos se expresa: C₂B'₂r) (período 1901-1985). La temperatura media anual es de 14°C y la precipitación anual media es de 894 mm, con excesos desde Mayo a Noviembre (Sala *et al.*, 1987). La región está sometida a inundaciones periódicas de intensidad y duración variables, en función de factores topográficos, edáficos y climáticos (Insausti *et al.*, 2005). Esto, sumado a la baja aptitud de los suelos limita la actividad agropecuaria, permitiendo la conservación de las características relativamente naturales de los pastizales del área (Soriano *et al.*, 1992). Según Vervoort (1967), el área de estudio estaba ocupada principalmente por pajonales de *Paspalum quadrifarium* o *Paspaleum*. Esta gramínea forma matas altas y densas que componen poblaciones puras que constituyen mosaicos alternando con flechillares y praderas húmedas o saladas. Actualmente, el pajonal ha sufrido un retroceso en su extensión por la aplicación de herbicidas, quemas y laboreo, en pos de mejorar su receptividad ganadera (Latterra *et al.*, 1998).

Selección y pre-procesamiento de imágenes satelitales

Las clasificaciones se realizaron a partir de una imagen Landsat 5 TM. Estas imágenes son muy utilizadas para confeccionar cartografía te-

mática por su buena resolución espacial (30 m de píxel en las bandas reflexivas), espectral (3 bandas en el visible, 1 en el infrarrojo cercano, 2 en el infrarrojo medio y 1 en el infrarrojo térmico de menor resolución espacial), temporal (16 días de revisita) y accesibilidad de las imágenes (Chuvieco, 2002). La imagen utilizada corresponde a la escena 225/85 y fue tomada el 18/10/2009. La misma fue corregida radiométricamente a valores de reflectividad al tope de la atmósfera según Chander *et al.* (2007) y luego corregida geométricamente utilizando una imagen base Landsat 7 ETM+ pancromática del 15/10/2000 georeferenciada utilizando las cartas topográficas del IGM 1:50.000 (Proyección Gauss-Krüger, Datum Campo Inchauspe, Elipsoide Internacional de 1924), con 27 puntos de control y un error RMS < 1 píxel.

Clasificación digital

A partir de la observación de la imagen satelital y viajes al área de estudio, se identificaron 7 clases de cubiertas de suelo (Tabla 1). Las clases que presentaron límites nítidos, como es el caso de los Cuerpos de agua, Montes y Urbanizaciones, se mapearon mediante interpretación visual y digitalización en pantalla (ver Argañaraz y Entraigas, 2010), con la finalidad de simplificar el análisis digital. La comparación de los clasificadores de interés, el de máxima probabilidad y las máquinas de vectores soporte se realizó para la discriminación de las clases restan-

tes: Cultivo estival, Cultivo invernal, Campo natural y Pajonal.

El clasificador de máxima probabilidad es un algoritmo paramétrico que supone la distribución normal de los valores de los píxeles de cada clase. De esta forma, cada tipo de cubierta puede ser descrita por una función de probabilidad y los píxeles a clasificar se asignan a aquella clase que maximice dicha función. Este algoritmo es uno de los más empleados en teledetección por su robustez (Chuvieco, 2002).

Las máquinas de vectores soporte, en cambio, no requieren de la estimación de la distribución de los datos para la asignación de los píxeles, sino que utilizan un criterio «geométrico» basado en el concepto de maximización de margen entre clases (Melgani y Bruzzone, 2004). En el caso de dos clases linealmente separables, las SVM identifican el hiperplano óptimo de separación entre clases en el espacio multidimensional (en una clasificación, la dimensión esta dada por el número de bandas incluidas en el análisis), basados en los datos de entrenamiento. El hiperplano óptimo es aquel que maximiza la distancia entre el hiperplano y los datos de entrenamiento más cercanos. En la mayoría de los casos, sin embargo, las clases no son linealmente separables y las SVM transforman los datos de entrenamiento a un espacio vectorial de mayores dimensiones a través de un kernel, donde se puede establecer un hiperplano de separación lineal. En este estudio, se utilizó un kernel gaussiano denominado Función de Base Radial (RBF), que es considerado como una primera elección razonable (Hsu *et al.*, 2009). Este kernel requiere la determinación de dos pa-

Tabla 1. Descripción de los tipos de cubiertas de suelo en la cuenca baja del Arroyo del Azul.

Tipo de cubierta	Descripción
Campo natural (CN)	Incluye potreros abandonados que con los años han sido dominados por especies espontáneas, nativas o naturalizadas (León <i>et al.</i> , 1979), pastizales naturales y pasturas implantadas. Generalmente pastoreados.
Cultivo estival (CE)	Potreros destinados al cultivo de girasol, maíz y soja, principalmente (en sus primeros estadios en la imagen del 18/10/2009).
Cultivo invernal (CI)	Principalmente trigo y en menor medida avena y otras especies para forraje. Algunos potreros son luego utilizados para hacer soja de segunda.
Pajonal (PJ)	Pajonales abiertos de <i>Paspalum quadrifarium</i> , generalmente sometidos a pastoreo y a fuego (ocasionalmente), y pajonales casi puros que forman matas altas y densas.
Cuerpos de agua	Incluye el Arroyo del Azul, sus tributarios y otros cursos de carácter temporario, además de las áreas bajas e inundables, con agua en forma temporaria o permanente.
Montes	Incluye arboledas de origen antrópico, generalmente asociadas a bordes de caminos y cascos de chacras y estancias.
Áreas urbanizadas	Comprende parte de la ciudad de Azul y la localidad de Cacharí.

rámetros C y γ . El primero es una constante que penaliza los errores de clasificación, es decir, los píxeles situados en el «lado equivocado» del hiperplano, y el segundo es un parámetro inversamente proporcional a la amplitud del kernel. Cuando C y γ son altos, hay una tendencia a que el hiperplano se sobreajuste a los datos de entrenamiento, dando como resultado que el clasificador no generalice bien y se incremente el error al momento de discriminar los píxeles restantes de la imagen. La determinación de los valores óptimos de estos parámetros se realizó mediante una validación cruzada con 10 subconjuntos, utilizando el software R Development Core Team (2010), paquete «e1071» (Dimitriadou *et al.*, 2010), donde se evalúan pares (C , γ) y se selecciona aquel que menor error presenta. Los intervalos considerados fueron $C \in [2^{-5}, 2^{15}]$ y $\gamma \in [2^{-15}, 2^3]$, según lo recomendado por Hsu *et al.* (2009).

Si bien las SVM fueron diseñadas para clasificaciones binarias, existen distintas estrategias para aplicarlas en clasificaciones múltiples, como suele ocurrir en análisis de teledetección. En este trabajo se utilizó la denominada «uno contra uno» (*one against one*), que mostró ser superior a otras estrategias (Hsu y Lin, 2002). En ella, a cada píxel se le aplican tantas SVM como pares de clases existen [$T(T-1)/2$, donde T es el número de clases]. De cada comparación, la clase favorecida obtiene un voto y la clase que más votos obtiene es la que se asignará al píxel (Foody y Mathur, 2004).

En cuanto a la selección de bandas a incluir en las clasificaciones, se analizaron cuatro combinaciones, teniendo en cuenta las más frecuentemente utilizadas para la discriminación de cubiertas de suelo: 345, 3457 y 1-5 y 7, que en adelante serán referidas como clasificaciones de tres, cuatro y seis bandas, respectivamente y la combinación de bandas infrarrojas 457, en función de las diferencias observadas en las firmas espectrales de las cubiertas de suelo a discriminar.

El mapa final de clases se obtuvo aplicando un filtro mediano (3×3) y luego un operador morfológico (*clumping classes*) (3×3), a fin de eliminar píxeles aislados (Chuvieco, 2002).

El software utilizado para el pre-procesamiento y clasificación de la imagen fue ENVI 4.4 (*ITT Corporation Visual Information Solution*).

Verdad de campo y verificación de resultados

Se tomaron 497 puntos de control con GPS ProMark 3, entre Octubre y Diciembre de 2009, utilizando las rutas y caminos vecinales como

transectas de muestreo, procurando la representación de la heterogeneidad del paisaje. Cada punto de control se digitalizó como un polígono de un área aproximada de 3×3 píxeles, que posteriormente fue rasterizado. A fin de evitar que las clasificaciones se vieran influenciadas por la selección de los datos de entrenamiento y evaluación, así como los problemas asociados a la autocorrelación espacial de los píxeles cercanos, los conjuntos utilizados en ambas etapas se obtuvieron mediante un muestreo estratificado al azar (Foody *et al.*, 2006; Mather, 2004; Oommen *et al.*, 2008). En primer término, se estableció un conjunto con el 30 % del total de píxeles de verdad de campo (1.596 píxeles), que se utilizó para la evaluación de todas las clasificaciones, superando el mínimo de 50 píxeles por clase recomendado por Congalton (1991). Con el 70 % de píxeles restantes, se conformaron seis conjuntos representando el 2,5, 5, 10, 30, 50 y 70 % del total de píxeles, que se utilizaron para entrenar los clasificadores y así evaluar la influencia de los tamaños del área de entrenamiento en las clasificaciones. Estos conjuntos son referidos en adelante como t2,5 (135 píxeles), t5 (270 píxeles), t10 (540 píxeles), t30 (1.596 píxeles), t50 (2.668 píxeles) y t70 (3.779 píxeles), respectivamente. La selección de las áreas de entrenamiento mediante un muestreo estratificado, es decir, considerando la proporción de clases, tuvo mejores resultados que cuando el número de píxeles fue uniforme para todas las clases (Huang *et al.*, 2002). El entrenamiento de ambos clasificadores con idénticos conjuntos de datos y la posterior evaluación con un único set de píxeles, diferentes de los de entrenamiento, permite asegurar que las diferencias de precisión en las clasificaciones se deben a los procesos de asignación de los píxeles, es decir, al algoritmo utilizado (Foody, 2004, Oommen *et al.*, 2008).

La precisión de las clasificaciones se evaluó mediante una matriz de confusión, en donde las columnas contienen la información de referencia tomada en campo y las filas, la generada por la clasificación. A partir de estas matrices se calcularon las precisiones globales (PG) de cada clasificación, consideradas como el porcentaje de píxeles correctamente clasificados (sumatoria de la diagonal principal) respecto del total de píxeles utilizado en la evaluación (Congalton, 1991). Una de las ventajas de las matrices de confusión es que permiten identificar los conflictos entre categorías y, de esta forma, conocer la exactitud alcanzada para cada una de las clases (Chuvieco, 2002). Para ello, la precisión de cada clase se calculó a través de las precisiones del productor (PP) y del usuario (PU). La primera representa el por-

centaje de cubierta real incluida en la clasificación y la segunda, el porcentaje del mapa que no se corresponde con la realidad (Congalton, 1991).

Comparación de clasificaciones

Para lograr una comparación objetiva de la precisión de los mapas temáticos se deben tener en cuenta criterios estadísticos (Foody, 2004). Para ello, se utilizó la prueba de McNemar (Agresti, 2007) sin corrección por continuidad, a fin de evaluar la significancia estadística de las diferencias en la precisión de las clasificaciones. Esta prueba se puede utilizar cuando las matrices de confusión se obtienen a partir del mismo conjunto de datos y, por lo tanto, no son independientes. Si bien el coeficiente kappa ha sido frecuentemente utilizado en este tipo de comparaciones, no resulta conveniente puesto que requiere independencia entre las muestras (Foody, 2004). Además, en la actualidad se desalienta su uso para evaluar la precisión y comparar mapas debido a que no indica cuál es la fuente del error y, particularmente, a la carencia de utilidad de comparar la precisión de una clasificación con la potencialmente obtenida por azar, ya que este no es un criterio válido para la confección de un mapa (Pontius y Millones, 2011).

La prueba de McNemar es no paramétrica y requiere la confección de una matriz de 2×2 (Tabla 2). Donde f_{11} y f_{22} es el número de píxeles clasificados correctamente e incorrectamente por ambas clasificaciones, respectivamente; f_{12} es el número de píxeles correctamente clasificados por la clasificación 1 e incorrectamente clasificados por la clasificación 2 y f_{21} es el número de píxeles correctamente clasificados por la clasificación 2 pero incorrectamente clasificados por la clasificación 1.

La prueba se basa en el estadístico de la prueba normal estándar:

$$Z = \frac{f_{12} - f_{21}}{\sqrt{f_{12} + f_{21}}} \quad [1]$$

Tabla 2. Matriz 2×2 para la comparación de clasificaciones digitales utilizando la prueba de McNemar

Clasificación del píxel	Clasificación 2		
	Correcto	Incorrecto	Σ
Clasificación 1			
Correcto	f_{11}	f_{12}	
Incorrecto	f_{21}	f_{22}	
Σ			

El cuadrado de Z sigue una distribución Chi-cuadrado (X^2) con un grado de libertad (Agresti, 2007) y la evaluación de la significancia de las diferencias se basa en la comparación del X^2 estimado con los valores tabulados.

Resultados y discusión

En total se realizaron 48 clasificaciones, 24 para cada algoritmo y 6 para cada combinación de bandas, correspondientes a los seis tamaños de áreas de entrenamiento. En términos generales, las clasificaciones fueron muy buenas, con precisiones globales entre 83 % y 90 % (Tabla 3, Tabla 7).

Efecto de la combinación de bandas

Las precisiones globales para las clasificaciones de tres bandas con el algoritmo MLC estuvieron entre 83,4 y 87,8 %. Al incorporar la banda 7, la precisión aumentó entre 4 y 5 % aproximadamente, fundamentalmente debido a una menor superficie de cultivos estivales y campo natural clasificada como pajonal (Tabla 6). La inclusión de las bandas 1 y 2 (clasificación de seis bandas) sólo produjo un incremento menor a 1,5 % respecto de la clasificación de cuatro bandas, alcanzando valores entre \approx 89 y 90 % (Tabla 3). En cuanto a SVM, las precisiones globales para las clasificaciones de tres bandas estuvieron entre 83,0 y 87,6 %, con incrementos menores a 2,7 % al incorporar la banda 7, impulsado por la menor confusión de las clases CE y CN con PJ, al igual que con MLC. Cuando las bandas 1 y 2 fueron incluidas en la clasificación las diferencias fueron muy pequeñas, generalmente disminuyendo la precisión en décimas.

Las pruebas de McNemar indicaron que las clasificaciones de tres bandas presentaron diferencias significativas con las clasificaciones de cuatro y seis bandas para los seis tamaños de áreas de entrenamiento, tanto para MLC como para SVM (Tabla 4). Similares resultados reportaron Huang *et al.* (2002), con un aumento significativo en la precisión global para los dos algoritmos al incluir todas las bandas reflexivas de Landsat TM. Por otro lado, la precisión lograda clasificando con cuatro y seis bandas no reveló diferencias significativas, con excepción de MLC para t5 y SVM para t50, lo que indica que la banda 7 es la que aporta la información adicional de mayor utilidad para la dis-

Tabla 3. Precisión global (%) de las clasificaciones realizadas con MLC y SVM sobre distintos conjuntos de bandas y diferentes tamaños de áreas de entrenamiento y el valor de Chi-cuadrado de la prueba de McNemar utilizada para su comparación. Las diferencias significativas se indican como ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$. 3B: tres bandas, 4B: cuatro bandas, 6B: seis bandas

Número de bandas	Set de entrenamiento	MLC	SVM	Chi-cuadrado
3B	t2,5	87,78	85,46	9,8**
	t5	83,40	82,96	0,1
	t10	84,21	87,09	11,3***
	t30	84,15	87,22	10,1**
	t50	84,08	87,34	11,4***
	t70	84,65	87,59	9,6**
4B	t2,5	89,54	86,47	15,3***
	t5	87,53	84,40	9,4**
	t10	88,72	88,53	0,1
	t30	88,28	89,66	3,0
	t50	89,35	90,04	0,9
	t70	89,35	89,66	0,2
6B	t2,5	89,47	86,53	19,5***
	t5	89,16	84,52	21,1***
	t10	89,35	88,35	2,0
	t30	88,85	89,35	0,3
	t50	90,04	89,16	1,2
	t70	89,97	89,53	0,3

criminación de las cubiertas de suelo de interés, respecto de las bandas 1 y 2. El análisis de las firmas espectrales de las clases explica este resultado, ya que las diferencias entre los tipos de cubierta discriminados son mayores en la banda 7 que en las bandas 1 y 2 (Figura 2). Por ello, la combinación de cuatro bandas (3457) sería la más adecuada para la identificación y mapeo de cubiertas de suelo en el área de estudio, al proveer la mayor precisión con el

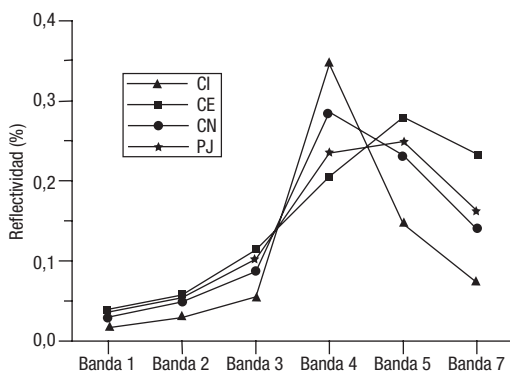


Figura 2. Firmas espectrales de las cubiertas de suelo de la cuenca baja del Arroyo del Azul correspondientes a la imagen Landsat TM 225/85 del 18/10/2009.

menor número de bandas posibles y así evitar el mayor volumen de cálculo que implica el uso de mas bandas, sin que ello mejore la discriminación de cubiertas. Al respecto, otros trabajos también utilizaron información proveniente de estas bandas para la discriminación de cubiertas de suelo (Johansen y Phinn, 2006; Voguelmann *et al.*, 1998) y tipos de prácticas agrícolas (van Deventer *et al.*, 1997), reconociendo así su utilidad para esta tarea.

Huang *et al.* (2002) sugieren que con un menor número de variables (bandas), las SVM pueden ser menos exitosas al intentar transformar las superficies de separación complejas del espacio vectorial de dimensiones original a una superficie lineal en el espacio transformado. Sin embargo, la mejora significativa en la precisión obtenida al incluir una sola banda adicional (banda 7) indicaría la importancia de la información contenida en las bandas incluidas en el análisis, más allá del número de variables en sí mismo. Este incremento en la precisión al incluir la banda 7 reafirma la utilidad de la inclusión de las bandas del infrarrojo medio para la discriminación de cubiertas de suelo, al igual que lo reportado por Thenkabail *et al.* (2003) y van Aardt y Wynne (2001).

Tabla 4. Valores de Chi-cuadrado de la prueba de McNemar resultantes de las comparaciones de clasificaciones realizadas con distintos conjuntos de bandas. Las diferencias significativas se indican como: * P < 0,05; ** P < 0,01; *** P < 0,001

		MLC		SVM	
		4B	6B	4B	6B
3B	t2,5	13,5***	6,7**	4,0*	4,7*
	t5	36,3***	55,7***	10,8**	12,3***
	t10	43,9***	51,7***	10,8**	8,7**
	t30	44,6***	46,5***	22,7***	15,6***
	t50	63,0***	70,0***	27,6***	8,9**
	t70	50,7***	57,8***	14,9***	13,9***
4B	t2,5		0,0		0,0
	t5		9,4**		0,3
	t10		2,0		0,3
	t30		1,2		2,8
	t50		2,7		5,2*
	t70		2,3		0,3

Efecto del tamaño del área de entrenamiento

Las clasificaciones de tres bandas no mostraron diferencias significativas con el aumento del tamaño del área de entrenamiento para MLC a partir de t5 (Tabla 5), donde las diferencias en la precisión global fueron menores a 1,3 % (Tabla 3). Esto coincide con lo reportado por Van Niel *et al.* (2005), en que la precisión alcanzó un valor relativamente estable a partir de aumentos en el tamaño del área de entrenamiento por encima de 3 a 5p (siendo p el número de bandas), que es considerablemente superado por t5. La clasificación con t2,5, en cambio, sí resultó significativamente diferente de las obtenidas con áreas

de entrenamiento de mayor tamaño, aunque ésta reportó mejores precisiones. Si bien este resultado no sería el esperado, otros autores también hallaron valores de precisión sin una tendencia clara al aumentar el volumen de datos de entrenamiento clasificando con MLC (ver Huang *et al.*, 2002).

En las clasificaciones de cuatro bandas, los resultados no muestran una tendencia clara entre el volumen de datos de entrenamiento y la precisión para MLC, mientras que las clasificaciones de seis bandas parecen compensar estas diferencias ya que, en general, no hay variación significativa en las precisiones (Tabla 5). Esto podría indicar que se había alcanzado el valor de precisión estable obtenido por Van Niel *et al.* (2005). Sin

Tabla 5. Valores de Chi-cuadrado de la prueba de McNemar resultantes de las comparaciones de clasificaciones realizadas con distintos tamaños de áreas de entrenamiento. Las diferencias significativas se indican como: * P < 0,05; ** P < 0,01; *** P < 0,001

		3B		4B		6B										
		t5	t10	t30	t50	t70	t5	t10	t30	t50	t70	t5	t10	t30	t50	t70
MLC	t2,5	25,0***	20,7***	20,5***	22,5***	16,2***	8,1**	1,4	4,0*	0,1	0,1	0,2	0,0	0,6	0,5	0,5
	t5		0,9	1,2	0,9	2,8		3,0	1,8	8,8**	7,9**		0,1	0,3	2,5	2,2
	t10			0,0	0,1	0,6			0,6	1,3	1,2			0,7	1,3	1,1
	t30				0,0	1,8				8,3**	6,4*				7,1**	6,8**
	t50					3,5					0,0					0,1
SVM	t2,5	10,1**	6,0*	14,5***	14,5***	23,1***	9,6**	7,4**	28,0***	30,9***	27,4***	8,8**	7,7**	27,0***	22,1***	27,4***
	t5		23,7***	25,7***	30,3***	32,2***		29,8***	44,7***	50,6***	43,6***		23,4***	38,3***	36,0***	40,0***
	t10			0,1	0,2	0,7			4,2*	6,6*	4,2*			4,1*	2,9	5,1*
	t30				0,1	1,8				1,4	0,0				0,8	0,5
	t50					0,9					1,3					0,2

embargo, las mejoras en la precisión al incrementar el tamaño de muestra de t30 a t50 y t70 sí fueron significativos, revelando la posibilidad de obtener aumentos de importancia en la precisión aún para conjuntos de entrenamiento de 50p y 75p por clase, que es lo que representa t50 para las clasificaciones de seis y cuatro bandas respectivamente.

El efecto del tamaño del área de entrenamiento en las clasificaciones con MLC ha sido estudiado por otros autores y los resultados son disímiles. Waske y Benediktsson (2007) obtuvieron un aumento en la precisión al incrementar el volumen de datos de entrenamiento, clasificando las seis bandas reflexivas de Landsat TM (con mejoras en la precisión aún para muestras de entrenamiento correspondientes a 25p y 50p por clase). Oommen *et al.* (2008) obtuvieron un valor estable o decreciente en la precisión al aumentar el tamaño del área de entrenamiento, mientras que Huang *et al.* (2002) no observaron una tendencia clara entre la precisión y el tamaño del área de entrenamiento.

En cuanto a SVM, las clasificaciones con t2,5 y t5 para las tres combinaciones de bandas utilizadas alcanzaron precisiones significativamente menores que con las áreas de entrenamiento de mayor volumen. Este resultado también se observó para t10 en las clasificaciones de cuatro y seis bandas, con excepción de t50 para 6B. Esto se podría explicar porque las muestras más grandes (t30, t50 y t70) contienen más píxeles situados en el límite de clases, siendo éstos los que determinan el hiperplano óptimo de separación entre las mismas (Foody y Mathur, 2004; Huang *et al.*, 2002). Sin embargo, el hecho de que no se verifique esta diferencia en las clasificaciones con t10 y tres bandas sugiere que la información adicional contenida en las combinaciones de cuatro y seis bandas está influenciando este resultado.

Otros autores también reportaron una estabilización de la precisión al emplear volúmenes de datos crecientes para entrenar las SVM en la clasificación de las bandas reflexivas de una imagen Landsat TM para discriminar clases litológicas (Oommen *et al.*, 2008) y cubiertas de suelo (Waske y Benediktsson, 2007). En cambio, Huang *et al.* (2002) obtuvieron valores crecientes de precisión frente al aumento del tamaño del área de entrenamiento.

A pesar de la menor precisión obtenida con los volúmenes de entrenamiento mas pequeños, la exactitud obtenida para todas las combinaciones de bandas fue muy buena, al igual que lo reportado en numerosos estudios que utilizan SVM entrenadas con volúmenes menores al valor de 30p por clase que recomienda Mather (2004) (Be-

lousov *et al.*, 2002; Foody y Mathur, 2004; 2006; Foody *et al.*, 2006). Los buenos resultados obtenidos con ambos clasificadores indican la posibilidad de discriminar cubiertas de suelo en forma precisa aún con volúmenes de datos de entrenamiento relativamente pequeños, siendo esto de gran interés ya que muchas veces la toma de datos en campo requiere de la disponibilidad de recursos y puede presentar dificultades de tipo logístico.

Las diferencias no significativas entre las clasificaciones entrenadas con t50 y t70 para MLC y que se hace extensiva a t30 para SVM, sugieren un límite en la utilidad de la información aportada por un incremento en la cantidad de datos de entrenamiento.

Efecto del algoritmo

Cuando la clasificación se realizó con el set de tres bandas, las SVM tuvieron un desempeño significativamente mejor que MLC para los tamaños de áreas de entrenamiento a partir de t10, con incrementos en las precisiones globales del orden del 2,5 y 3,5 % (Tabla 3). Con t2,5, MLC mostró mejor desempeño, mientras que con t5 no se encontraron diferencias significativas entre ambos clasificadores. En las clasificaciones con cuatro y seis bandas, las diferencias se acentuaron a favor de MLC para t2,5 y t5, con incrementos significativos de precisión, mayores a 3 %. En cambio, las diferencias de precisión no fueron significativas (<1 %) a partir de t10. De manera similar, Hermes *et al.* (1999) obtuvieron este mismo margen de diferencia entre clasificaciones realizadas con SVM y MLC sobre una imagen Landsat, entrenando con un volumen de datos mayor a 2200 píxeles. Estas diferencias no significativas sugieren que los tamaños de áreas de entrenamiento a partir de t10, en conjunción con la regiones del espectro comprendidas por los datos de entrenamiento cuando se incluyeron cuatro y seis bandas, satisfacen los requerimientos necesarios para entrenar ambos algoritmos, es decir, la caracterización de la función de probabilidad de cada clase que utiliza MLC y los píxeles de borde entre categorías que emplean las SVM para determinar el hiperplano óptimo de separación. Contrariamente, en Huang *et al.* (2002) el mejor desempeño de SVM sobre MLC aumentó al incluir un mayor número de bandas, independientemente del tamaño del área de entrenamiento utilizado, mientras que Oommen *et al.* (2008) reportaron un mejor desempeño de SVM sobre MLC utilizando el mismo set de bandas que en este trabajo.

Por otro lado, la consideración de la precisión a nivel de clases puede mostrar diferencias entre los algoritmos y, de esta forma, influenciar la selección de un clasificador u otro, en función de los propósitos del usuario. A modo de ejemplo, si se comparan las matrices de confusión de ambos algoritmos, realizadas a partir de cuatro bandas y el set de entrenamiento t70 (Tabla 6), se puede observar que MLC identifica con mayor exactitud que SVM las clases cultivo invernal (CI) y pajonal (PJ), con diferencias de PP de $\approx 14\%$ y 22% respectivamente, aunque la correspondencia del mapa con la realidad es menor con el primer clasificador, siendo las diferencias de PU de $\approx 6\%$ y 13% respectivamente. Por ello, si se tuviera especial interés en el relevamiento de la superficie de cultivos invernales, se podría optar por el clasificador de máxima probabilidad, aunque a nivel global las diferencias de precisión no sean significativas.

Desempeño de la combinación de bandas del infrarrojo

Las precisiones obtenidas con la combinación de bandas infrarrojas estuvieron entre 83 y 89 % para ambos clasificadores (Tabla 7), indicando el potencial de esta combinación para discriminar cubiertas de suelo a partir de clasificaciones digitales. A nivel de algoritmos, SVM mostró mejores resultados que MLC en la mayoría de los casos, con diferencias en la precisión global entre 4 y 5,5 %; mientras que las diferencias no fueron significativas para los conjuntos de entrenamiento más pequeños (Tabla 7). El comportamiento de ambos clasificadores presentó la misma tendencia que para las combinaciones de bandas tradicionales: MLC mostró precisiones del productor y del usuario altas para todas las clases, excepto para pajonal donde PU fue menor al 50 %, mientras que SVM también presentó valores altos de PP y PU para todas las clases, excepto para pajonal, donde la detección fue sólo del 55 % de la superficie real (Tabla 6).

Al comparar las clasificaciones infrarrojas con las de tres y cuatro bandas, MLC no mostró diferencias significativas con las clasificaciones de tres bandas, mientras que cuando se incluyó la banda 3 (R), la precisión global fue hasta 5,5 % mayor. Por el contrario, el desempeño de las SVM fue significativamente mejor para la combinación infrarroja que para la de tres bandas tradicional, en la mayoría de los casos; mientras que no hubo diferencias significativas entre las clasificaciones 457 y las de cuatro bandas, con ex-

cepción de t5 (Tabla 7). Estos resultados demuestran que el uso de un bajo número de variables (bandas) no es limitante para que SVM establezca la superficie de separación en el espacio transformado, como sugieren Huang *et al.* (2002), sino que es más importante la información que aportan las bandas. Por otro lado, los valores de precisión obtenidos con las bandas infrarrojas, comparables a las combinaciones de uso tradicional, ponen en evidencia la capacidad de discriminar cubiertas de suelo a partir de la respuesta espectral debida a la estructura celular y contenido de humedad de la hoja (Infrarrojo cercano y medio) (Chuvieco, 2002). Así, se demuestra que esta combinación no sólo es útil para identificar áreas quemadas y humedales (Castaneda *et al.*, 2005; Dorrego *et al.*, 2009), sino también, cubiertas vegetales.

Conclusiones

Tanto el algoritmo de máxima probabilidad como las máquinas de vectores soporte tuvieron un buen desempeño para la discriminación de cubiertas de suelo en la zona llana de la cuenca del Arroyo del Azul a partir de una imagen Landsat TM, alcanzando precisiones globales mayores o iguales a 83 %.

La combinación que incluyó las bandas del rojo, infrarrojo cercano y las dos bandas del infrarrojo medio (3457) resultó ser la más adecuada al optimizar la relación entre el número de bandas utilizado y la precisión global obtenida, siendo ésta semejante para ambos clasificadores. La inclusión de la banda 7 aumentó en forma significativa la precisión, respecto de la combinación 345, mientras que la incorporación de las bandas 1 (azul) y 2 (verde), no aportó información adicional significativa para la identificación de las clases de interés.

La combinación de bandas infrarrojas (457) demostró una utilidad igual o superior que las combinaciones de bandas tradicionalmente empleadas para discriminar cubiertas de suelo, constituyendo así una alternativa válida para su uso en clasificaciones digitales que persigan esta finalidad.

El efecto del tamaño del área de entrenamiento fue diferente para los dos clasificadores y estuvo relacionado con el número de bandas incluido. Las máquinas de vectores soporte tuvieron mejores desempeños con tamaños de áreas de entrenamiento mayores para todas las combinaciones de bandas. Con MLC, en cambio, los resultados no mostraron una tendencia clara,

Tabla 6. Matrices de confusión para clasificaciones con tres combinaciones de bandas utilizando MLC y SVM entrenadas con t70 (3B = tres bandas, 4B = cuatro bandas y 6B = seis bandas). PG: Precisión global, PP: precisión del productor, PU: precisión del usuario

3B-MLC	Verdad de campo				Σ	PU (%)
	CE	CI	CN	PJ		
CE	197	0	5	4	206	95,6
CI	0	175	23	0	198	88,4
CN	2	7	831	27	867	95,5
PJ	46	0	131	148	325	45,5
Σ	245	182	990	179	1.596	
PP (%)	80,4	96,1	83,9	82,7		

PG: 84,65%

4B-MLC	Verdad de campo				Σ	PU (%)
	CE	CI	CN	PJ		
CE	207	0	10	3	220	94,1
CI	0	175	15	0	190	92,1
CN	8	7	895	27	937	95,5
PJ	30	0	70	149	249	59,8
Σ	245	182	990	179	1.596	
PP (%)	84,5	96,1	90,4	83,2		

PG: 89,35%

6B-MLC	Verdad de campo				Σ	PU (%)
	CE	CI	CN	PJ		
CE	220	0	7	3	230	95,6
CI	0	171	12	0	183	93,4
CN	4	9	898	29	940	95,5
PJ	21	2	73	147	243	60,5
Σ	245	182	990	179	1.596	
PP (%)	89,8	94,0	90,7	82,1		

PG: 89,97%

457-MLC	Verdad de campo				Σ	PU (%)
	CE	CI	CN	PJ		
CE	211	0	8	2	221	95,5
CI	0	171	17	0	188	91,0
CN	8	11	822	24	865	95,0
PJ	26	0	143	153	322	47,5
Σ	245	182	990	179	1.596	
PP (%)	86,1	94,0	83,0	85,5		

PG: 85,02%

3B-SVM	Verdad de campo				Σ	PU (%)
	CE	CI	CN	PJ		
CE	195	0	3	8	206	94,7
CI	0	161	2	0	163	98,8
CN	20	21	963	92	1.096	87,9
PJ	30	0	22	79	131	60,3
Σ	245	182	990	179	1.596	
PP (%)	79,6	88,5	97,3	44,1		

PG: 87,59%

C: 16, γ : 1

4B-SVM	Verdad de campo				Σ	PU (%)
	CE	CI	CN	PJ		
CE	209	0	5	3	217	96,3
CI	0	149	3	0	152	98,0
CN	15	33	963	66	1.077	89,4
PJ	21	0	19	110	150	73,3
Σ	245	182	990	179	1.596	
PP (%)	85,3	81,9	97,3	61,5		

PG: 89,66%

C: 2, γ : 4

6B-SVM	Verdad de campo				Σ	PU (%)
	CE	CI	CN	PJ		
CE	207	0	5	3	214	96,3
CI	0	149	2	0	151	98,7
CN	18	33	963	66	1.079	89,2
PJ	20	0	20	110	152	73,3
Σ	245	182	990	179	1.596	
PP (%)	84,5	81,9	97,3	61,5		

PG: 89,54%

C: 4, γ : 2

457-SVM	Verdad de campo				Σ	PU (%)
	CE	CI	CN	PJ		
CE	211	0	2	3	216	97,7
CI	0	145	2	0	147	98,6
CN	25	37	966	77	1.105	87,4
PJ	9	0	20	99	128	77,3
Σ	245	182	990	179	1.596	
PP (%)	86,1	79,7	97,6	55,3		

PG: 89,03%

C:2, γ : 2

Tabla 7. Precisión global (%) de las clasificaciones 457 y valores de Chi-cuadrado de la prueba de McNemar resultantes de la comparación entre algoritmos para esta combinación y entre las clasificaciones 457 y las de tres y cuatro bandas. Las diferencias significativas se indican como * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$. 3B: tres bandas, 4B: cuatro bandas

Número de bandas	Set de entrenamiento	MLC	SVM	Chi-cuadrado				
				MLC-SVM	MLC-3B	MLC-4B	SVM-3B	SVM-4B
457	t2,5	87,84	86,47	2,8	0,0	10,6**	1,9	0,0
	t5	84,65	83,02	2,0	2,7	19,2***	0,0	9,7**
	t10	83,27	88,72	29,4***	2,0	58,7***	6,1*	0,1
	t30	84,46	88,97	21,2***	0,2	33,5***	7,4**	2,3
	t50	84,71	89,22	20,6***	1,0	47,2***	7,7**	2,6
	t70	85,02	89,03	17,5***	0,4	42,9***	4,4*	1,6

en concordancia con los resultados disímiles reportados por otros autores, y las precisiones obtenidas con el conjunto de entrenamiento de menor tamaño (t2,5) fueron mayores o iguales a las alcanzadas con los conjuntos de mayor tamaño. Esto indica que no se necesitan grandes volúmenes de datos de entrenamiento para obtener clasificaciones de buena precisión, sino que la información contenida brinde lo necesario al clasificador para discriminar las cubiertas de interés. La estabilización de la precisión obtenida para ambos clasificadores frente al aumento del tamaño del área de entrenamiento, indica una cota en la influencia que tiene este aspecto de la clasificación.

El desempeño de ambos algoritmos en la discriminación de cubiertas de suelo estuvo relacionado con la combinación de bandas y con el tamaño del área de entrenamiento. En general, MLC dio mejores precisiones que SVM para los sets de entrenamiento de menor tamaño. En los conjuntos restantes, por el contrario, las SVM mostraron un mejor desempeño que MLC para la combinación 345, mientras que al incorporar la banda 7, estas diferencias en la precisión global no resultaron significativas.

Este estudio comparativo constituye un aporte de valor para quienes tienen como objetivo la discriminación de cubiertas de suelo a partir de sensores remotos, debido a los diversos factores puestos en consideración en el mismo y por contar con un abundante volumen de datos de verdad de campo, lo que le otorga un grado de validez considerable a los resultados alcanzados. Los rangos de precisiones obtenidos, tanto a nivel global como de clase, para las distintas combinaciones de variables utilizadas en este estudio indica la importancia de analizar distintas alternativas al momento de discriminar cubiertas

de suelo mediante clasificación digital de imágenes satelitales. Asimismo, se recomienda el reporte de las alternativas analizadas en las publicaciones científicas ya que aportaría información de interés para otros estudios.

Agradecimientos

El presente trabajo fue parcialmente financiado con fondos otorgados por la Secretaría de Ciencia, Arte y Tecnología de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires y la Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires. Los autores agradecen a los técnicos del Instituto de Hidrología de Llanuras «Dr. Eduardo J. Usunoff», Enrique Queupán y Joaquín Rodríguez por su colaboración en los trabajos de campo.

Referencias

- AGRESTI, A. 2007. *An introduction to categorical data analysis*, segunda edición, New Jersey, Wiley-Interscience, 394 pags.
- ARGAÑARAZ, J. P. & ENTRAIGAS, I. 2010. Análisis de los tipos de cubiertas de suelo en la cuenca baja del Arroyo del Azul (Buenos Aires, Argentina) a partir de imágenes Landsat 5 TM. En: VARNI, M., ENTRAIGAS, I. & VIVES, L. (Eds.) *Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en zonas de llanuras*. Tomo II, Mar del Plata, Editorial Martín, 623-630.
- BELOUSOV, A. I., VERZAKOV, S. A. & VON FRESE, J. 2002. A flexible classification approach with optimal generalisation performance: support vector machines. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*. 64: 15-25.

- CASTANEDA, C., HERRERO, J. & CASTERAD, M. A. 2005. Landsat monitoring of playa-lakes in the Spanish Monegros desert. *Journal of Arid Environments*. 63: 497-516.
- CHANDER, G., MARKHAM, B. L. & BARSİ, J. A. 2007. Revised Landsat-5 Thematic Mapper radiometric calibration. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*. 4 (3): 490-494.
- CHEN, D. & STOW, D. 2002. The effect of training strategies on supervised classification at different spatial resolutions. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 68 (11): 1155-1161.
- CHUVIECO, E. 2002. *Teledetección ambiental*, Barcelona, Ariel, 586 pags.
- CONGALTON, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remote sensed data. *Remote Sensing of Environment*. 37: 35-46.
- DEMARÍA, M. R., AGUADO SUÁREZ, I. & STEINAKER, D. F. 2008. Reemplazo y fragmentación de pastizales pampeanos semiáridos en San Luis, Argentina. *Ecología Austral*. 18: 55-70.
- DIMITRIADOU, E., HORNIK, K., LEISCH, F., MEYER, D. & WEINGESSEL, A. 2010. e1071: Misc Functions of the Department of Statistics (e1071), TU Wien. R package version 1.5-24. <http://CRAN.R-project.org/package=e1071>
- DORREGO, X., ALVAREZ, G., RECONDO, C., CABO, C., MARTINEZ, S. & RAMIL, P. 2009. Cartografía histórica de zonas quemadas en Galicia mediante el empleo de la teledetección. En: MONTESINOS ARANDA, S. & FERNANDEZ FORNOS, L. (Eds.). *Teledetección: Agua y desarrollo sostenible*. XIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. 285-288.
- FOODY, G. M. 2004. Thematic map comparison: evaluating the statistical significance of differences in classification accuracy. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 70 (5): 627-633.
- FOODY, G. M. & MATHUR, A. 2004. A relative evaluation of multiclass image classification by support vector machines. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 42 (6): 1335-1343.
- FOODY, G. M. & MATHUR, A. 2006. The use of small training sets containing mixed pixels for accurate hard image classification: training on mixed spectral responses for classification by a SVM. *Remote Sensing of Environment*. 103: 179-189.
- FOODY, G. M., MATHUR, A., SANCHEZ-HERNANDEZ, C. & BOYD, D. S. 2006. Training set size requirements for the classification of a specific class. *Remote Sensing of Environment*. 104: 1-14.
- GUERSCHMAN, J. P., PARUELO, J. M., DI BELLA, C., GIALLORENZI, M. C. & PACIN, F. 2003. Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *Int. J. Remote Sensing*. 24 (17): 3381-3402.
- HALL, F. G., TOWNSHEND, J. R. & ENGMAN, E. T. 1995. Status of remote sensing algorithms for estimation of land surface state parameters. *Remote Sensing of Environment*. 51: 138-156.
- HERMES, L., FRIEAUFF, D., PUZICHA, J. & BUHMANN, J. M. 1999. Support vector machines for land usage classification in Landsat TM imagery. *Proc. IGARSS*, 1: 348-350.
- HERRERA, L. P., GÓMEZ HERMIDA, V., MARTÍNEZ, G. A., LATERRA, P. & MACEIRA, N. 2005. Remote sensing assessment of *Paspalum quadrifarium* grasslands in the Flooding Pampa, Argentina. *Rangeland Ecol. Manage.* 58: 406-416.
- HERRERA, L. P., LATERRA, P., MACEIRA, N. O., ZELAYA, K. D. & MARTÍNEZ, G. A. 2009. Fragmentation status of tall-tussock grassland relicts in the Flooding Pampa, Argentina. *Rangeland Ecol. Manage.* 62: 73-82.
- HUANG, C., DAVIS, L. S. & TOWNSHEND, J. R. G. 2002. An assessment of support vector machines for land cover classification. *Int. J. Remote Sensing*. 23 (4): 725-749.
- HSU, C. W., CHANG, C. C. & LIN, C. J. 2009. A practical guide to support vector classification. National Taiwan University. Disponible en <http://www.csie.ntu.edu.tw/~cjlin>. Última actualización: 19 de Mayo de 2009.
- HSU, C. W. & LIN, C. J. 2002. A comparison of methods for multiclass support vector machines. *IEEE Transactions on Neural Networks*. 13 (2): 415-425.
- INSAUSTI, P., CHANETON, E. J. & GRIMOLDI, A. A. 2005. Las inundaciones modifican la estructura y dinámica de la vegetación en los pastizales de la Pampa Deprimida. En: OESTERHELD, M., AGUIAR, M. R., GHERSA, C. M. & PARUELO, J. M. (Eds.). *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas*, Buenos Aires, Editorial de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, 253-269.
- JENSEN, J. R. 1996. *Introductory digital image processing*, Segunda edición, New Jersey, Prentice Hall, 318 pags.
- JOHANSEN, K. & PHINN, S. 2006. Mapping structural parameters and species composition of riparian vegetation using IKONOS and Landsat ETM+ data in australian tropical savannahs. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 72 (1): 71-80.
- LATERRA, P., VIGNOLIO, O. R., HIDALGO, L. G., FERNÁNDEZ, O. N., CAHUÉPÉ, M. A. & MACEIRA, N. O. 1998. Dinámica de pajonales de paja colorada (*Paspalum* spp.) manejados con fuego y pastoreo en la Pampa Deprimida Argentina. *Ecotrópicos*. 11 (2): 141-149.
- LEÓN, R. J. C., BURKART, S. E. & MOVIA, C. P. 1979. *Relevamiento fitosociológico del pastizal del norte de la Depresión del Salado (Partidos*

- de Magdalena y Brandsen, Pcia. de Bs. As.). Vegetación de la República Argentina, Serie Fito-geográfica 17. Buenos Aires, INTA, 90 pags.
- MATHER, P. M. 2004. *Computer processing of remotely-sensed images: an introduction*, Tercera edición, Chichester, John Wiley & Sons, 442 pags.
- MATTEUCCI, S. D. 1979. *Análisis regional de la vegetación y el ambiente del Estado de Falcón. I. Metodología*, Falcón, Publicaciones del Departamento de Investigación, Instituto Universitario de Tecnología de Coro, Venezuela, 145 pags.
- MATTEUCCI, S. D. 1998. El análisis regional desde la ecología. En: MATTEUCCI, S. D. & BUZAI, G. D. (Eds.). *Sistemas ambientales complejos: herramientas de análisis espacial*, Buenos Aires, Eudeba, 117-150.
- MELGANI, F. & BRUZZONE, L. 2004. Classification of hyperspectral remote sensing images with support vector machines. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 42 (8): 1778-1790.
- MUCHONEY, D. M. & STRAHLER, A. H. 2002. Pixel- and site-based calibration and validation methods for evaluating supervised classification of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*. 81: 290-299.
- OOMMEN, T., MISRA, D., TWARAKAVI, N. K. C., PRAKASH, A., SAHOO, B. & BANDOPADHYAY, S. 2008. An objective analysis of support vector machine based classification for remote sensing. *Math. Geosci.* 40: 409-424.
- PAL, M. & MATHER, P. M. 2003. An assessment of the effectiveness of decision tree methods for land cover classification. *Remote Sensing of Environment*. 86: 554-565.
- PONTIUS, R. G. Jr. & MILLONES, M. 2011. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*. En prensa.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2010. R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- SALA, J. M., KRUSE, E. & AGUGLINO, R. 1987. *Investigación hidrológica de la Cuenca del Arroyo Azul, Prov. de Bs. As.*, Informe 37, La Plata, CIC, 235 pags.
- SORIANO, A., LEÓN, R. J. C., SALA, O. E., LAVADO, R. S., DEREGIBUS, V. S., CAHUÉPÉ, M. A., SCAGLIA, O. A., VELÁZQUEZ, C. A. & LEMCOFF, J. F. 1992. Río de la Plata grasslands. En: COUPLAND, R. T. (Ed.). *Natural grasslands: introduction and western hemisphere. Ecosystems of the World 8A*, Netherlands, Elsevier, 367-407.
- THENKABAIL, P. S., HALL, J., LIN, T., ASHTON, M. S., HARRIS, D. & ENCLONA, E. A. 2003. Detecting floristic structure and pattern across topographic and moisture gradients in a mixed species Central African forest using IKONOS and Landsat-7 ETM+ images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 4: 255-270.
- USUNOFF, E., VARNI, M., WEINZETTEL, P. & RIVAS, R. 1999. Hidrogeología de grandes llanuras: la pampa húmeda argentina. *Boletín Geológico y Minero*. 110 (4): 391-406.
- VAN AARDT, J. A. N. & WYNNE, R. H. 2001. Spectral separability among six southern tree species. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 67 (12): 1367-1375.
- VAN DEVENTER, A. P., WARD, A. D., GOWDA, P. H. & LYON, J. G. 1997. Using thematic mapper data to identify contrasting soil plains and tillage practices. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 63 (1): 87-93.
- VAN NIEL, T. G., McVICAR, T. R. & DATT, B. 2005. On the relationship between training sample size and data dimensionality: Monte Carlo analysis of broadband multi-temporal classification. *Remote Sensing of Environment*. 98: 468-480.
- VERVOORST, F. B. 1967. *Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Prov. de Bs. As.). La vegetación de la República Argentina*, Serie Fito-geográfica N° 7. Buenos Aires, INTA, 262 pags.
- VOGELMANN, J. E., SOHL, T. L., CAMPBELL, P. V. & SHAW, D. M. 1998. Regional land cover characterization using Landsat Thematic Mapper data and ancillary data sources. *Environmental Monitoring and Assessment*. 51: 415-428.
- WASKE, B. & BENEDIKTSSON, J. A. 2007. Fusion of support vector machines for classification of multisensor data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 45 (12): 3858-3866.
- WOLTER, P. T., MLADENOFF, D. J., HOST, G. E. & CROW, T. R. 1995. Improved forest classification in the Northern lake states using multi-temporal Landsat imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 61 (9): 1129-1143.

Herramienta para el estudio del estado de Eutrofización de masas de agua continentales

C. Doña¹, V. Caselles¹, J. M. Sánchez², A. Ferri¹ y A. Camacho³

¹ *Departamento de Física de la Tierra y Termodinámica. Facultad de Física. Universidad de Valencia. Doctor Moliner, 50. 46100-Burjassot*

² *Departamento de Física Aplicada. Escuela de Ingenieros Industriales. Universidad de Castilla la Mancha. Av. España, 02071, Albacete*

³ *Departamento de Microbiología y Ecología e Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Universidad de Valencia. Doctor Moliner, 50. 46100-Burjassot*

Resumen

La calidad de las aguas continentales (lagos, embalses...) se está viendo mermada por el fenómeno de eutrofización. Se ha demostrado que la información obtenida desde satélite permite determinar variables que indican el estado trófico del agua, tales como la concentración de clorofila a, transparencia, y partículas en suspensión (seston).

Un estudio reciente, utilizando las diferentes bandas del sensor Thematic Mapper (TM), consigue relacionar la clorofila a, y la transparencia con la reflectividad de la banda 2, así como, las partículas en suspensión con la banda 4 (Doña et al., 2009). Siendo posible utilizar estos modelos para masas de agua con características desde el extremo hipereutrótico a oligotrófico.

En este trabajo se utilizan datos de una nueva campaña experimental en el Parque de L'Albufera para validar estas relaciones. Se comparan, en 15 puntos de muestreo, los valores medidos con los resultados obtenidos para cada parámetro utilizando el modelo. Los resultados de este análisis muestran la necesidad de redefinir esos modelos para adaptarlos a las condiciones de eutrofización de nuestra zona experimental.

Se obtienen nuevos modelos de clorofila a, seston y transparencia, mejor adaptados a las condiciones de eutrofia de la zona de estudio. Los resultados sobre L'Albufera muestran un error de estimación inferior al 12% para los tres parámetros analizados.

Este trabajo supone un paso más hacia la obtención de modelos que nos den información sobre el estado de calidad de aguas continentales sin tener que realizar medidas in situ. .

Palabras clave: estado trófico, Thematic Mapper, Albufera, clorofila.

Abstract

Tool For The Study Of The Trophic State Of Continental Water Bodies

Quality of continental water (lakes, reservoirs...) is being affected by the eutrophication phenomenon.

It has been demonstrated that remote sensing data allows us to estimate variables indicator of the trophic state, such as concentrations of chlorophyll, seston and transparency in the water.

A recent study using the different bands of the Thematic Mapper sensor, relates chlorophyll a and transparency with reflectivity in band 2, as well as seston with band 4 (Doña et al., 2009). These models can be used under water conditions ranging from oligotrophic to hypertrophic. Data from a new experimental campaign in L'Albufera Park were used to test those relationships. 15 sampling points were used to compare measured and modeled values of the different parameters. Results showed the necessity of redefining the models in order to adapt the previous equations to the new eutrophication conditions.

* Autor para la correspondencia: carolina.dona@uv.es

Recibido: 30-11-10; Aceptado: 28-09-11.

New models are obtained to calculate chlorophyll a, seston and transparency. Results over L'Albufera show an estimation error lower than 12% for the three parameters analysed.

This work is a step forward in the development of models to obtain information on the quality of continental water bodies without the necessity of ground data.

Key words: trophic state, Thematic Mapper, Albufera, chlorophyll.

Introducción

El agua es un recurso natural muy importante, y en algunos lugares empieza a ser escaso. Es por eso que se necesita cada vez más realizar un buen uso de ella, así como impedir su deterioro. La presión demográfica hace que se necesite un volumen mayor de este recurso y que produzcamos aguas de desecho (residuales) que en muchas ocasiones llegan a deteriorar la calidad de las aguas y el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos. Este fenómeno es conocido como Eutrofización.

Etimológicamente el término eutrófico significa «bien nutrido». Fue por primera vez definida por Naumann en 1919 como «un incremento en el nivel de nutrientes, especialmente del fósforo y el nitrógeno» (Domínguez, 2002). Posteriormente se han ido añadiendo más definiciones, la mayoría con un factor en común, el incremento de nutrientes. Más recientemente, la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) ha definido la eutrofización como el enriquecimiento de sustancias nutritivas del agua que generalmente provoca cambios como el aumento en la producción de algas y otras plantas acuáticas, y el deterioro de la calidad del agua y del ecosistema acuático. Un parámetro que nos indica la calidad de agua es el fitoplancton cuya biomasa se correlaciona positivamente con el incremento de nutrientes. Así, nos basaremos en la clorofila *a*, [Chl-*a*], como indicador de la biomasa del fitoplancton. Este parámetro nos permite clasificar las masas de agua continentales

en un rango que va desde estado oligotrófico (niveles bajos de nutrientes) a estado hipereutrófico (alto contenido en nutrientes). La medida del seston es otro método de estimar la biomasa, aunque incluye, además de células vivas del plancton, restos celulares y productos de degradación, así como partículas inorgánicas en suspensión. Por último, la transparencia mide la zona fótica de una masa de agua, es decir, hasta donde penetra la luz solar, y por tanto, donde hay actividad fotosintética. También, la transparencia, determina el potencial de la producción primaria, y como consecuencia nos da información sobre el estado de eutrofia del sistema. En la Tabla 1 se muestran los valores límites para la clasificación trófica de la OCDE.

La Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE), establece que todos los países de la Unión Europea deben prevenir el deterioro, mejorar y recuperar el estado de las masas de agua superficiales y potenciar que estén en buen estado ecológico. Asimismo, establece que se deben preservar las zonas protegidas, teniendo en cuenta los datos científicos y técnicos disponibles. Según esto, en el lago de la Albufera de Valencia, se debería recabar información sobre su estado de calidad y aplicar las medidas correctoras oportunas (Romo *et al.*, 2008).

En recientes estudios se ha demostrado el uso del sensor Thematic Mapper (TM) de Landsat para la determinación de variables indicadoras del estado trófico, como la concentración de clorofila *a*, la transparencia y las partículas en suspensión o sestón en el agua (Doña, *et al.*, 2009; Domínguez *et al.*, 2009).

Tabla 1. Valores límite para la clasificación trófica de la OCDE ($\mu\text{g/l}$, m)

Categoría trófica	[Chl- <i>a</i>] media	[Chl- <i>a</i>] máxima	SD media	SD mínimo
Ultraoligotrófico	< 1	< 2,5	> 12	> 6
Oligotrófico	< 2,5	< 8	> 6	> 3
Mesotrófico	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrófico	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Hipertrófico	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

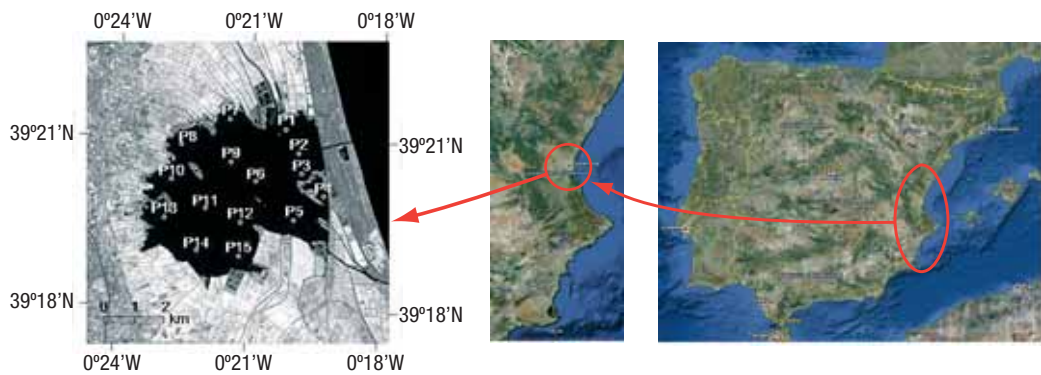


Figura 1. Localización del área de estudio y puntos de muestreo.

Con el presente trabajo se intenta validar el modelo establecido en el que utilizando las reflectividades de las bandas 2 y 4 podemos obtener la concentración de clorofila *a* y partículas en suspensión, y la transparencia, respectivamente (Doña *et al.*, 2009). Para ello se utilizan los datos obtenidos en dos nuevas campañas en L'Albufera.

Zona de estudio

El Parque Natural de la Albufera de Valencia constituye uno de los espacios naturales más representativos e interesantes de la Comunidad Valenciana, y se ha reconocido su valor en el ámbito nacional e internacional. La Albufera de Valencia (39° 20'N, 0° 20'W), localizada a unos 10 kilómetros del extremo sur de la ciudad de Valencia, constituye el mayor lago de la Península Ibérica (fig. 1).

El lago fue más extenso en el pasado pues, por una parte, tiende a colmatarse y, por otra, los cultivos de arroz le han ido restando superficie. En la actualidad puede estimarse su superficie en unas 2.320 hectáreas y su profundidad media es aproximadamente de 1,2 m (Romo *et al.*, 2008).

Es un antiguo golfo marino, cerrado por una restinga o cordón litoral y alimentado por las aguas dulces de barrancos, acequias, ríos (Turia y Júcar), y surgencias denominadas *ullals* (Soria *et al.*, 2002). El lago propiamente dicho, pertenece en su totalidad al término municipal de Valencia, por el este, la separa del Mediterráneo una estrecha franja arenosa de unos

1.200 metros cubierta de pinares de pino de Aleppo y monte bajo conocida como la Dehesa de El Saler, que constituye el dique natural de la laguna. A través de esta faja costera se abren los tres canales de desagüe o «golas» (de El Pujol, El Perellonet y El Perelló) que regulan mediante compuertas el nivel de las aguas del lago, según los valores más adecuados para el ciclo del cultivo del arrozal.

En las últimas décadas del siglo XX, sin embargo, lo que fue una zona eminentemente rural se ha convertido en una de las áreas más dinámicas de la Comunidad Valenciana, con la consiguiente generación de importantes conflictos con la conservación de este espacio natural. Así, los núcleos que rodean al lago han experimentado un fuerte crecimiento (consecuencia del desarrollo agrario, turístico o industrial) aumentando la presión urbanística, humana e incrementando la contaminación sobre el espacio natural, principalmente del agua. La intensificación de la agricultura y la transformación de cultivos tradicionales han generado conflictos en relación con el agua principalmente, y el aterramiento de terrenos húmedos; asimismo la creciente afluencia de visitantes y la presencia de enclaves costeros turísticos de importancia han dado lugar igualmente a problemas ambientales importantes.

A partir del reconocimiento del parque en régimen jurídico como *Parque Natural* por decreto de la Generalitat Valenciana de 8 de julio de 1986 y su incorporación cuatro años más tarde a la lista de humedales de importancia internacional designada por el Gobierno español, como hábitat de aves acuáticas (Soria *et*

Tabla 2. Puntos de muestreo en L'Albufera

Pto. muestreo	lat (N)	long (W)	UTM30 X (m)	UTM30 Y (m)
P1	39°21'16.38"	0°20'11.90"	729465	4359525
P2	39°20'51.46"	0°19'59.26"	729795	4358775
P3	39°20'27.62"	0°19'48.74"	730065	4358025
P4	39°20'4.34"	0°19'21.58"	730755	4357335
P5	39°19'36.37"	0°20'6.24"	729705	4356435
P6	39°20'19.26"	0°20'49.26"	728625	4357725
P7	39°21'22.29"	0°21'32.47"	727545	4359645
P8	39°20'57.17"	0°22'32.95"	726105	4358835
P9	39°20'38.95"	0°21'35.57"	727515	4358295
P10	39°20'17.36"	0°22'47.79"	725805	4357605
P11	39°19'39.49"	0°22'6.27"	726825	4356465
P12	39°19'31.21"	0°21'12.81"	728115	4356225
P13	39°19'32.50"	0°23'0.06"	725535	4356195
P14	39°18'57.90"	0°22'14.94"	726645	4355175
P15	39°18'54.12"	0°21'10.68"	728205	4355085

al., 2002), la Albufera ha sido motivo de muchos estudios que en menor o mayor medida intentan mejorar su estado en todos los ámbitos. A nivel estatal, mediante el Plan Hidrológico de la Cuenca del Júcar, se ha intentado mejorar la calidad del agua del lago, aportando caudales externos, aunque no llegando a los objetivos propuestos la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE).

El lago de la Albufera es un sistema hipereutrófico. Tiene la particularidad de disponer de puertas o «golas» que posibilitan la renovación periódica de sus aguas. Estos flujos de agua dentro del lago determinan la evolución anual del sistema (Caselles *et al.*, 1986).

Medidas y métodos

Se ha dividido la zona en 15 sectores (tabla 2), intentando que los puntos de muestreo estén lejos de la orilla y que abarquen todos los tipos de masas de agua existentes en el lago (fig. 1). La metodología consta de dos partes, por un lado un trabajo en el laboratorio de tratamiento de las muestras recogidas en los distintos puntos seleccionados de la Albufera, y por otro lado un procesamiento de imágenes de satélite.

Trabajo de campo

Se seleccionaron dos días para la campaña en base al calendario de paso del satélite por la

zona y a las condiciones meteorológicas. Los días elegidos fueron el 20 de julio y el 5 de agosto de 2010. Se intentó que el momento central del periodo de muestreo (toma de muestra del punto 7 u 8 de los 15 totales) coincidiera con el paso del satélite por la zona.

En cada punto se realizó el trabajo siguiente:

- Anotación de las coordenadas geográficas (GPS).

- Recogida de 0,5-1 L de agua para el análisis del material en suspensión.

- Filtrado del volumen máximo posible sobre filtro de fibra de vidrio marca Whatman de 47 mm de diámetro, anotación del mismo y recogida de filtro en tubo.

- Medida del disco de Secchi.

Tanto las botellas como los tubos con los filtros se conservaron refrigeradas en una nevera hasta su análisis, el cual comenzó el mismo día de la toma de muestras.

La medición de los pigmentos fotosintéticos, clorofila *a* (mg/m³), se realizó siguiendo Método tricromático de Strickland y Parsons (1968) para clorofilas algales.

Para determinar las partículas en suspensión (seston, mg/l) se utilizó un método gravimétrico (diferencia de pesada) (APHA/AWA/WEF 1995).

En cuanto a la medida de la transparencia, se realizó *in situ* mediante un disco de Secchi (SD).

En la Tabla 3 se muestra un resumen de los resultados de la nueva campaña en intervalos para cada parámetro.

Tabla 3. Intervalo de reflectividades de los canales 2 y 4 del sensor TM, y de las medidas correspondientes a cada parámetro, para los dos días de campaña

Zona	TM2 (%)	TM4 (%)	[Cla] (mg/m ³)	Seston (mg/l)	Transp. (m)
Albufera	[4,9-7,9]	[2,8-5,6]	[23,9-99,0]	[42,3-86,8]	[0,10-0,30]
Las Madres	[0,7-1,2]	[0,1-0,4]	[0,6-2,8]	[1,2-8,9]	[3,3-4,3]
El Campillo	[1,4-3,3]	[0,4-1,0]	[10,7-38,2]	[12,1-18,0]	[1,0-1,3]
El Porcal	[3,0-4,2]	[1,0-1,4]	[39,0-81,5]	[20,2-15,6]	[0,5-0,8]

Tratamiento de imágenes

El sensor utilizado fue el Landsat 5 TM. Las imágenes para este trabajo se extrajeron de la página Web <http://glovis.usgs.gov/>. Las dos imágenes empleadas corresponden al path y row 198 y 33, respectivamente, y a las fechas 20/07/2010 y 05/08/2010 (coincidentes con las medidas en superficie)

Para la corrección atmosférica de las imágenes se aplicó el método Gilabert *et al.*, 1994. Se decidió utilizar este método debido a que se desarrolló para superficies oscuras, como puede ser el agua, y espesores ópticos pequeños (Domínguez, 2002). Una vez obtenidas las reflectividades se clasificaron los píxeles como *tierra* o *agua* utilizando un umbral en la banda 4. Esto es porque en esta parte del espectro el agua presenta menores valores de reflectividad que el resto de superficies.

A continuación se aplicaron las relaciones obtenidas en Doña *et al.* (2009). Los resultados obtenidos para las dos fechas indican que existe la necesidad de modificar la ecuaciones de Doña *et al.* (2009) para adaptarlas a estas condiciones de eutrofización. En las Tablas 3-5 se incluyen los resultados de cada parámetro para cada fecha, pudiéndose observar la no correlación entre valores estimados y observados.

Para la readaptación de los modelos se eligen de manera aleatoria el 50% de los valores de una base de datos integrada por las medidas realizadas por el Centro de Estudios Hidrográficos (CEDEX) en la campaña del 3-4 de Julio del 2000 en los lagos del Porcal, las Madres y el Campillo situados en el «Parque Regional del Sureste» (Madrid), y las nuevas medidas realizadas en L'Albufera. A partir de estos datos se trata de redefinir las relaciones entre las reflectividades en las respectivas ban-

das y el parámetro a estudiar. Empleando un tratamiento estadístico, y de entre todas las pruebas realizadas, se ha elegido aquel modelo que ha ofrecido los mejores resultados.

Finalmente, con el restante 50% de los datos, se ha realizado una validación del funcionamiento del modelo propuesto.

Resultados

En la figura 2 se representan los puntos experimentales empleados para la elaboración de los modelos, siguiendo la formulación que mejor correlación ofrece en cada caso.

Los nuevos modelos obtenidos son:

$$(Clf.a) = \left[\left((1,06 \pm 0,14) \cdot \ln(TM2) \right) + (1,80 \pm 0,22) \right]^2 \left(\frac{mg}{m^3} \right) \quad [2]$$

$$Transparencia = \left[(4,59 \pm 1,09) \cdot (TM2)^{(-1,53 \pm 0,05)} \right] (m) \quad [3]$$

$$(Seston) = \left[\left((2,28 \pm 0,14) \cdot \ln(TM4) \right) + (4,97 \pm 0,15) \right]^2 \left(\frac{mg}{l} \right) \quad [4]$$

Aplicando estas nuevas ecuaciones a los datos reservados para la validación se llega a los resultados mostrados en la figura 3 (ver Anexo 1 para la descripción cuantitativa de los puntos):

En las gráficas de la figura 3, se ha distinguido los puntos que corresponden a los datos de las nuevas campañas. Los nuevos modelos reproducen valores aceptables de cada parámetro para la gestión de calidad del agua, exceptuando la [Cla], que con un RMSE de 20 mg/m³ no se podría realizar la clasificación de la masa de agua según los intervalos establecidos por la OCDE. Los resultados estadísticos de esta validación se recogen en la Tabla 4. En resumen se obtienen unos errores inferior-

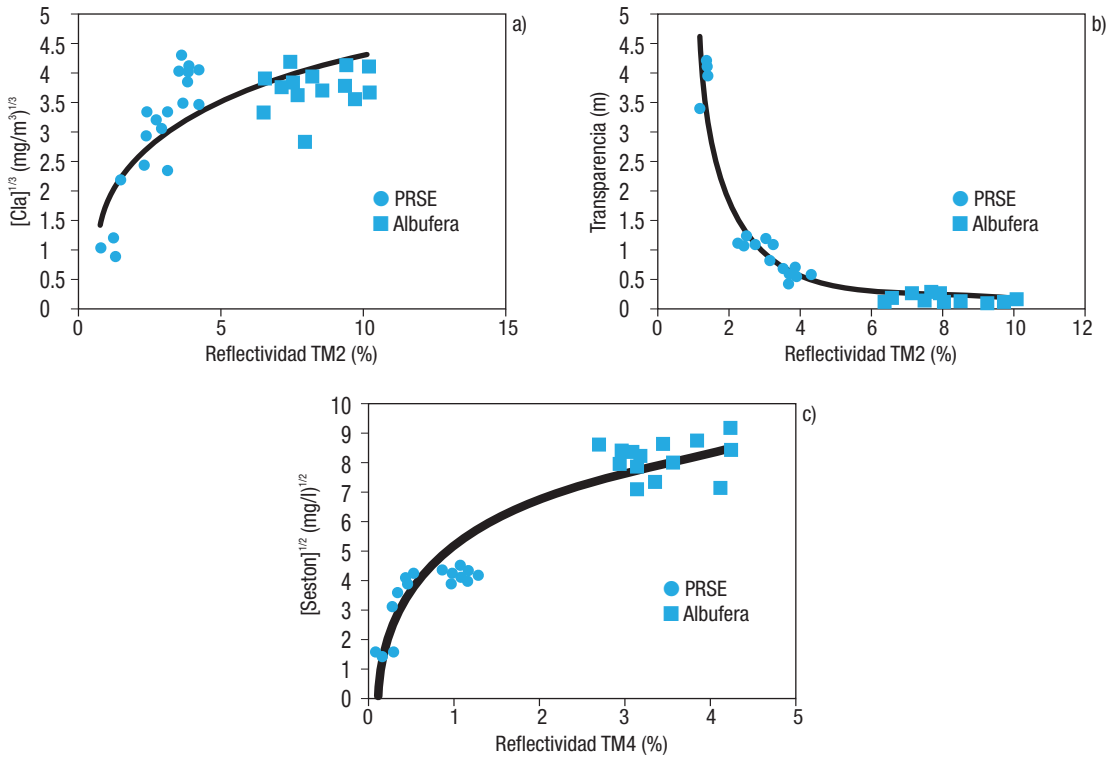


Figura 2. Representación de los valores utilizados para la modelización de los distintos parámetros: a) clorofila (mg/m³)^{1/3}, b) seston (mg/l)^{1/2} y c) transparencia (m), respecto a la reflectividad en la banda adecuada. En los tres casos se superpone mejor el ajuste por regresión a los datos.

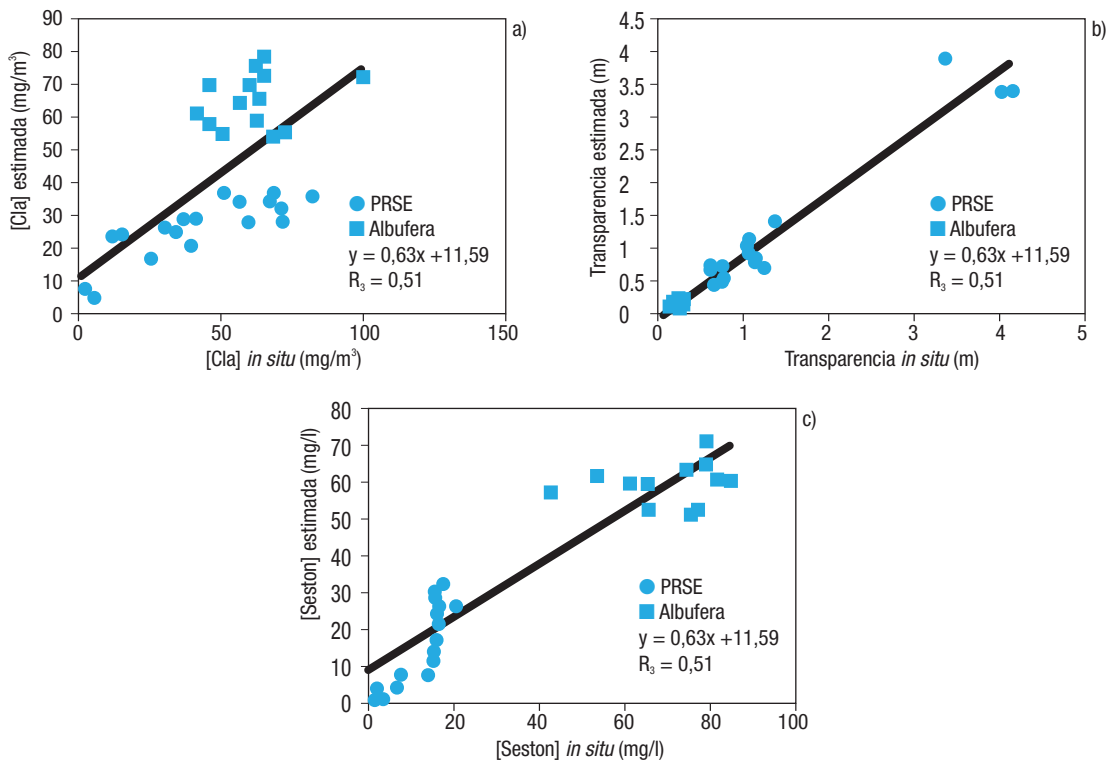


Figura 3. Representación de los valores estimados y observados de: a) Clorofila (mg/m³), b) seston (mg/l) y c) transparencia (m), con el modelo obtenido y su coeficiente R^2 de correlación.

Tabla 4. Parámetros estadísticos de la validación de los modelos, teniendo en cuenta la base de datos completa y solo los datos de La Albufera

		BIAS ^a	RMSE ^b	MAD ^c	MADP ^d (%)
[Cla] (mg/m ³)	TODO	-6	19	15	12
	ALB	7	15	12	6
[Seston] (mg/l)	TODO	-0,9	11	8	8
	ALB	-8	15	13	5
Transparencia (m)	TODO	-0,04	0,23	0,14	5
	ALB	0,002	0,05	0,04	7

$$^a \text{ Biased Estimator: } BIAS = \sum_{i=1}^n (P_i - O_i) / n$$

$$^b \text{ Root Mean Square Difference: } RMSD = \left[\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2 / n \right]^{1/2}$$

$$^c \text{ Mean Absolute Difference: } MAD = \sum_{i=1}^n |P_i - O_i| / n$$

$$^d \text{ Mean Absolute Porcentual Difference: } MADP = \sum_{i=1}^n |P_i - O_i| / \bar{O}$$

res a 20 mg/m³ para la clorofila, a 15 mg/l para el seston y a 25 cm para la transparencia, o en términos relativos inferiores al 12% en todos los casos. Estos indicadores son incluso más favorables cuando los modelos se aplican solamente a los datos de L'Albufera. En este caso los errores relativos son del 6, 5, y 7 %, para la clorofila, seston y transparencia, respectivamente.

Con los modelos obtenidos podemos realizar mapas temáticos del lago, y de esta forma realizar un seguimiento de la evolución de cada parámetro por toda la extensión de nuestra área de estudio. En la figura 4 se muestran los mapas temáticos obtenidos para las dos fechas de estudio de este trabajo.

En próximos trabajos se tratará de completar la validación de este modelo con nuevas campañas experimentales, así como extender la aplicación de los modelos a sensores de mayor resolución espacial. También se podrían introducir mejoras en el método experimental empleado en el análisis de las muestras.

Conclusiones

El sensor TM del Landsat es útil para la determinación de variables indicadoras del esta-

do trófico del agua, como la clorofila a, transparencia y seston.

Con este trabajo se ha demostrado que existen condiciones de eutrofia para las que los modelos descritos por Doña *et al.* (2009) necesitan ser modificados. Para ello se han utilizado los datos recogidos en dos fechas distintas en L'Albufera de Valencia. Como resultado se obtienen unos nuevos modelos que reproducen mejor los valores observados de los distintos parámetros, ofreciendo una mejor correlación que la observada con los modelos anteriores.

La validación en la zona de L'Albufera muestra unos errores relativos inferiores al 12% para la estimación de la clorofila, el seston o la transparencia, a partir de los nuevos modelos obtenidos.

En cuanto a los mapas temáticos obtenidos de la zona de estudio, se puede observar que la masa de agua es hipertrófica tanto en valores de clorofila *a*, mayores de 25 mg/m³, como en valores de transparencia, menores de 70 cm.

Con este artículo se logra dar un paso adelante para la obtención de una herramienta que nos de información sobre el estado ecológico de las masas de agua, según la Directiva Marco del Agua (European Comisión, 2000), sin la necesidad de realizar medidas *in situ*.

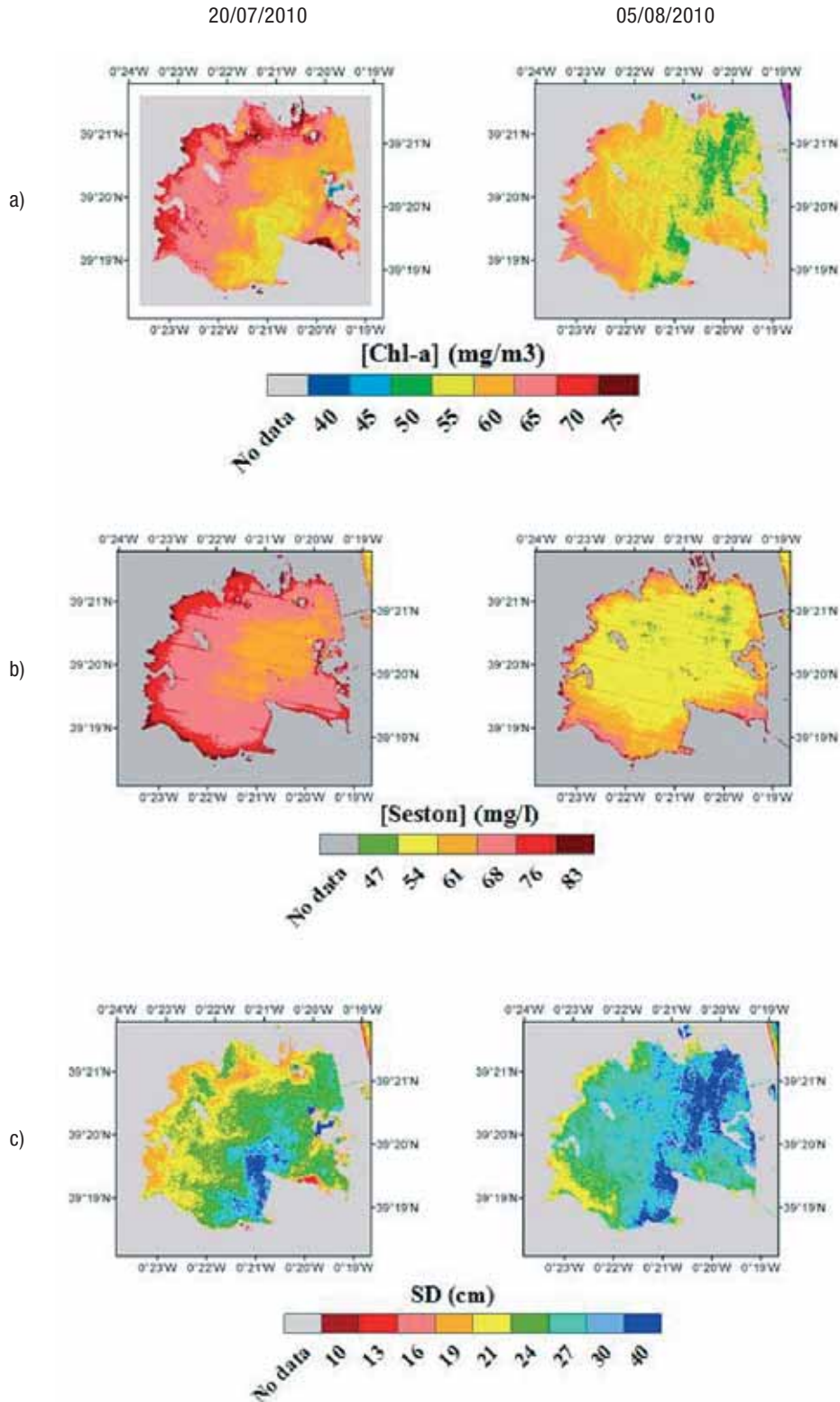


Figura 4. Mapas temáticos de la zona de estudio para las dos fechas de estudio (izq. –der.) de los diferentes parámetros: a) Clorofila (mg/m³), b) seston (mg/l) y c) transparencia (m).

ANEXO I.

Información detallada de los resultados estimados y observados

Comparación de los resultados obtenidos de Clorofila *a*. Valores observados y estimados con los diferentes modelos en las diferentes campañas. Los valores en blanco corresponden a los puntos utilizados para la construcción del modelo.

20/07/2010			05/08/2010		
[Cla] obs. (mg/m ³)	[Cla] est. (mg/m ³) Modelo Doña <i>et al.</i> , 2009	[Cla] est. (mg/m ³) Modelo propuesto	[Cla] obs. (mg/m ³)	[Cla] est. (mg/m ³) Modelo Doña <i>et al.</i> , 2009	[Cla] est. (mg/m ³) Modelo propuesto
49,9	193		46,0	189	57,4
58,8	136	70,2	37,5	219	
55,7	225		60,5	203	
—	—		74,2	231	
45,3	160	70,2	61,3	215	58,9
52,6	120		71,5	185	56,0
99,0	157	72,7	53,5	219	
68,6	215		23,9	268	
63,9	208	77,5	40,5	273	61,8
72,2	176		55,5	234	
64,6	160	72,7	50,4	168	55,3
61,9	94		56,8	231	
61,7	204	75,2	48,8	272	
46,9	186		55,7	304	63,9
62,2	91,4	65,1	67,5	182	54,4

Comparación de los resultados obtenidos de seston. Valores observados y estimados con los diferentes modelos en las diferentes campañas. Los valores en blanco corresponden a los puntos utilizados para la construcción del modelo.

20/07/2010			05/08/2010		
[seston] obs. (mg/l)	[seston] est. (mg/l) Modelo Doña <i>et al.</i> , 2009	[seston] est. (mg/l) Modelo propuesto	[seston] obs. (mg/m ³)	[seston] est. (mg/m ³) Modelo Doña <i>et al.</i> , 2009	[seston] est. (mg/m ³) Modelo propuesto
74,8	45,8		42,3	36,7	57,8
74,2	41,9		62,8	37,0	
83,0	49,3		61,1	37,8	
—	—		51,1	42,4	
85,0	43,2			52,9	39,9 61,9
86,8	41,0		74,8	35,8	52,1
78,4	50,5	71,7	53,3	38,6	
72,1	48,3		49,8	37,5	
84,0	45,4	61,1	64,9	37,8	59,9
73,8	44,7		70,0	36,1	
75,8	42,8	52,7	65,0	34,7	53,5
68,4	43,0		63,9	40,1	
81,1	44,9	61,1	66,3	36,1	
77,2	46,8		73,9	40,1	63,8
78,4	46,4	64,9	61,6	39,6	59,9

Comparación de resultados obtenidos de transparencia. Valores observados y estimados con los diferentes modelos en las diferentes campañas. Los valores en blanco corresponden a los puntos utilizados para la construcción del modelo.

20/07/2010			05/08/2010		
Transp. obs. (m)	Transp. est. (m) Modelo Doña <i>et al.</i> , 2009	Transp. est. (m) Modelo propuesto	Transp. obs. (m)	Transp. est. (m) Modelo Doña <i>et al.</i> , 2009	Transp. est. (m) Modelo propuesto
0,20	0,35		0,25	0,35	0,21
0,20	0,41	0,16	0,16	0,33	
0,12	0,33		0,20	0,34	
-	-		0,25	0,32	0,24
0,13	0,38	0,16	0,18	0,33	0,23
0,13	0,44		0,25	0,35	0,25
0,19	0,37	0,15	0,28	0,32	
0,15	0,33		0,30	0,29	
0,17	0,33	0,13	0,25	0,29	
0,15	0,36		0,25	0,31	
0,11	0,38	0,15	0,14	0,37	0,26
0,14	0,51		0,20	0,32	
0,12	0,34	0,14	0,30	0,29	
0,10	0,35		0,23	0,27	0,20
0,10	0,51		0,20	0,36	0,26

Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento al Ministerio de Ciencia e Innovación por la ayuda concedida (Proyecto CGL2010-17577/CLI y contrato Juan de la Cierva del Dr. J. M. Sánchez) y a la Generalitat Valenciana (Proyecto PROMETEO/2009/086). Así como la ayuda en el tratamiento de las muestras por parte de C. Rochera del Dpto. Ecología y Microbiología de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad de Valencia.

Referencias

ANDREU, E. & CAMACHO, A., 2002 Recomendaciones para la toma de muestras de agua, biota y sedimentos en humedales Ramsar. *Ministerio de Medio Ambiente*. Madrid, Spain. 226 pp.

BABINGER, F. 2002, La creciente importancia medioambiental de los humedales a modo de revisión bibliográfica. *Observatorio Medioambiental*, 5: 333-347.

CASELLES, V., LÓPEZ GARCÍA, M. J. & SORIA, J. M. 1986. Estudio del estado trófico del lago de la Albufera (Valencia) a partir de imágenes del Landsat-5 TM. *I Reunión Científica del Grupo de*

Trabajo de Teledetección. Barcelona, 10-11 de diciembre.

CHANDER, G., MARKHAM, B. L., HELDER, D. L. 2009, Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment* 113: 893-903.

CHUVIECO, E. 1990. Fundamentos de Teledetección Espacial. Rialp. Madrid. 453 p.

DOMÍNGUEZ, J. A. 2002, Estudio de la calidad del agua de las lagunas de gravera mediante teledetección (Study of gravel-pit ponds water quality with remote sensing). PhD thesis, University of Alcalá, Alcalá de Henares, Spain.

DOMÍNGUEZ, J. A., CHUVIECO, E. & SASTRE, A. 2009. Monitoring transparency in inland water bodies using multispectral images. *International Journal of Remote Sensing*. 30:1567-1586.

DOÑA, C., DOMINGUEZ, J. A., CASELLES, V. 2009, Towards a unique relationship for the study of the trophic state of lakes and reservoirs with Thematic Mapper. *Revista de Teledetección*, 32: 25-39.

EUROPEAN COMMISSION. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*. 327 (22.12.2000):1-72.

GILABERT, M. A., CONESE, C. & MASSELLI, F. 1994, An atmospheric correction method for the

- automatic retrieval of surface reflectances from TM images. *International Journal of Remote Sensing*, 15: 2065-2086.
- MIRACLE, M. R., SORIA, J. M., VICENTE, E. & ROMO, S. 1987, Relaciones entre la luz, los pigmentos fotosintéticos y el fitoplancton en la Albufera de Valencia, laguna litoral hipertrófica. *Limnetica*, 3: 25-34.
- PENA, R. & SERRANO, M. L. 1992. Evaluación del estado trófico de los embalses mediante imágenes digitales. *Ingeniería Civil*, 86:37-44.
- ROMO, S., GARCIA-MURCIA, A., VILLENA, M. J., SANCHEZ V., BALLESTER, A. 2008, Tendencias del fitoplancton en el lago de la Albufera de Valencia e implicaciones para su ecología, gestión y recuperación. *Limnetica* 27 (1): 11-28.
- SERRANO, M. L., CAMACHO, A., VICENTE, E., PEÑA, R. 1997, Estudio por Teledetección de la evolución del estado trófico de tres embalses del ámbito de la confederación hidrográfica del Júcar en el periodo estival de los años 1994 y 1995. *Limnetica*, 13 (1): 5-14.
- SORIA, J. M., VICENTE, E. 2002, Estudios de los aportes hídricos al parque natural de la Albufera de Valencia. *Limnetica* 2 (1 -2): 105-115.
- STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, T. R. 1972. A practical Handbook of seawater analysis. *Bul. Fish. Res. Bd. Of Canada, Ottawa*, 167: 311.

Cadena de pre-procesamiento estándar para las imágenes Landsat del Plan Nacional de Teledetección

S. Hantson¹, E. Chuvieco¹, X. Pons², C. Domingo², C. Cea², G. Moré²,
J. Cristobal², J. J. Peces³ y J. A. Tejeiro³

¹ Universidad de Alcalá, Departamento de Geografía, Calle Colegios, 2.
28801 Alcalá de Henares (Madrid)

² Universitat Autònoma de Barcelona, Departamento de Geografia.
08193 Cerdanyola del Vallès (Barcelona)

³ Instituto Geográfico Nacional, General Ibáñez de Ibero, 3. 28003 Madrid

Resumen

El presente artículo describe el flujo de pre-procesamiento de imágenes Landsat de diversos orígenes, tanto adquiridas a Eurimage por entidades diversas, descargadas del servidor GloVis, como adquiridas en el marco del Plan Nacional de Teledetección (PNT). Se presenta, además, un resumen de los resultados de la comparación entre los diferentes algoritmos validados, tanto en la corrección geométrica como en la radiométrica y topográfica, junto con una descripción de los algoritmos a aplicar. Se pretende facilitar a los usuarios de los productos de media resolución del PNT la información necesaria para pre-procesar imágenes Landsat permitiendo la generación de series temporales de imágenes de media resolución.

Palabras clave: Landsat, corrección atmosférica, corrección geométrica, corrección topográfica, Plan Nacional de Teledetección.

Abstract

Standard pre-processing flow for Landsat imagery within the Spanish remote sensing program

This article describes the flow of pre-processing algorithms for the correction of Landsat imagery acquired from different origin; from Eurimage by different institutions, from the GloVis server and imagery acquired within the framework of the Spanish Remote Sensing Program (PNT). A short summary of the inter-comparison exercise between the algorithms considered is given, next to a description of the algorithms that will be applied. Like this the users of the products offered by the PNT know which algorithms were applied to the Landsat imagery and are able to apply the same algorithms to the imagery acquired by the proper users. This will help to generate stable temporal series of medium resolution imagery.

Key words: Landsat, atmospheric correction, topographic correction, geometric correction, Spanish National Plan in Remote Sensing

Introducción

La utilización de imágenes de satélite se ha incrementado notablemente en los últimos años, tanto a nivel público como privado. Hace apenas una década la información espacial

era utilizada solamente por especialistas, mientras que actualmente múltiples usuarios aprovechan la información capturada por diversos sensores espaciales. No obstante, su uso no es una tarea trivial y se requiere un considerable esfuerzo financiero y humano para su adquisi-

* Autor para la correspondencia: hantson.stijn@gmail.com
Recibido: 07-06-11; Aceptado: 06-10-11.

ción, administración y pre-procesamiento. Por estas razones, no todos sus potenciales usuarios emplean este tipo de imágenes o bien se limitan a una interpretación visual o análisis muy básicos. Si se mejorara la disponibilidad de imágenes debidamente calibradas, se extendería también el número y diversidad de los usuarios de éstas.

Con la puesta en marcha del Plan Nacional de Teledetección (PNT), el Instituto Geográfico Nacional (IGN) quiere facilitar y aumentar el uso de la teledetección en las administraciones públicas españolas, empresas y ciudadanos en general.

Este plan está dividido en tres ramas dependiendo de la resolución espacial: imágenes de baja resolución (Terra/Aqua-MODIS, Meteosat-SEVIRI,...), imágenes de media resolución (Landsat-MSS/TM/ETM+, CBERS-HRCC/IRMSS/MUXCAM, Deimos-1-SLIM6, ...), e imágenes de alta resolución (SPOT-HRV/HRVIR/HRG, Ikonos-OSA, CBERS-HRPC/PANMUX,...).

En el caso de las imágenes de media resolución, el PNT pondrá a disposición de los usuarios nacionales la serie histórica de imágenes adquiridas por los satélites Landsat, desde su lanzamiento en 1972. Actualmente el IGN está facilitando imágenes adquiridas en tiempo real de la misión Landsat-5 TM, que es la que en estos momentos genera una mejor calidad de datos.

Dada la importancia histórica y actual de la familia de satélites Landsat, pareció razonable elaborar una metodología estándar de procesamiento de las imágenes adquiridas por los distintos sensores de la serie. Contar con productos calibrados, tanto geométrica como radiométricamente, resultará de una ayuda inestimable para la mayoría de los potenciales usuarios de estos datos, evitando una realización de una serie de procesos bastante tediosos y no siempre suficientemente precisos.

Para determinar de entre los múltiples algoritmos de corrección existentes (geométrica, atmosférica, topográfica, etc.) los que serán utilizados, se contactó a distintos especialistas que trabajan en estas temáticas, realizándose diversas pruebas y una validación rigurosa para asegurar una alta consistencia temporal de los productos generados. La validación reali-

zada tuvo como objetivo elaborar series temporales radiométricamente estables. Para mayor información sobre las validaciones aplicadas y los resultados obtenidos se puede consultar la memoria final del proyecto: «Estudios de procesos a aplicar y productos a obtener de las imágenes de satélite a media resolución»: http://www.ign.es/PNT/pdf/especificaciones-tecnicas-pnt-mediarr-landsat_v2-2010.pdf.

Publicar todos los resultados de las pruebas de validación está fuera del objetivo de este artículo, que presenta un resumen de los resultados y avances de los últimos años del PNT de media resolución, orientado sobre el establecimiento del primer flujo de pre-procesamiento (versión 1) de imágenes Landsat, tanto para las bandas del espectro óptico como las del espectro térmico. El esquema del flujo de trabajo para la corrección de las imágenes esta presentado en la figura 1.

Corrección geométrica

La primera etapa para utilizar la información de las imágenes de satélite es la georreferenciación, asignándole a cada píxel su coordenada geográfica correspondiente, o encontrando el píxel o grupo de píxeles que proporcionan información sobre una determinada coordenada geográfica. El método tradicional, seleccionando puntos de control manualmente en cada imagen no es una opción operativa cuando se requiere procesar una gran cantidad de imágenes. Para facilitar la selección de puntos de control, la Universidad Autónoma de Barcelona/Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (UAB/CREAF) ha desarrollado un algoritmo automático para la corrección geométrica (Pons *et al.*, 2010 y Pons *et al.*, in prep.).

El algoritmo desarrollado por estos autores se estructura en los siguientes pasos:

- 1) Selección de una imagen de referencia, de alta resolución espacial, con una óptima georreferenciación. Se utilizó para ello el mosaico SPOT con 2.5 m de resolución generado en el marco del PNT (Tejeiro, 2010) y las ortofotos 1:25.000 del plan nacional de ortofotografía (píxel de 0.5 m). En ambos casos, las imágenes de

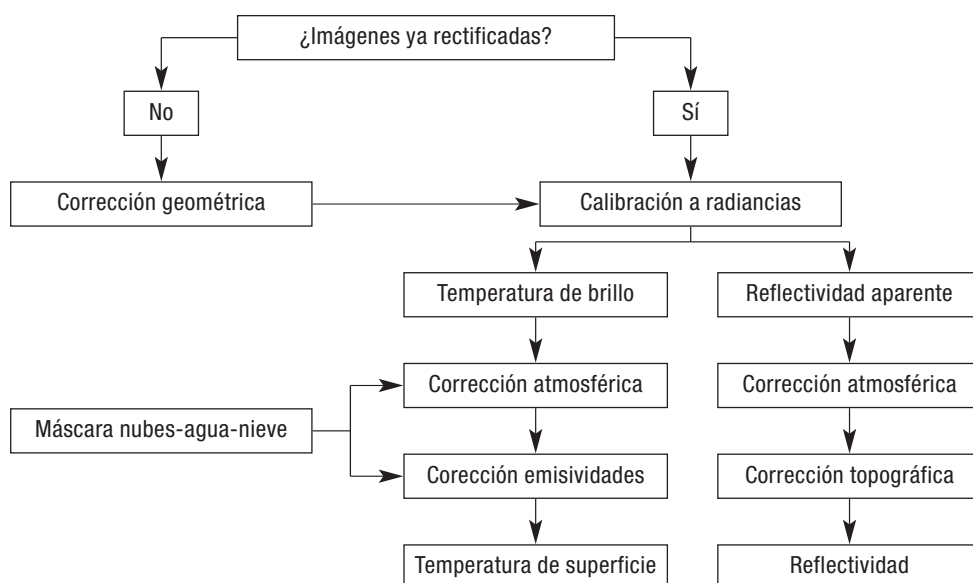


Figura1. Flujo de la corrección de las imágenes Landsat.

referencia se remuestrearon a la resolución nominal de las imágenes a corregir (30 m).

2) El algoritmo utilizado genera automáticamente una serie de puntos de control y test en un muestreo que recoge automáticamente todos los rangos XYZ potenciales.

3) El programa realiza aproximaciones sucesivas y corrige la imagen. La búsqueda tiene en cuenta una aproximación espectral lo más parecida a la ortofoto de referencia así como estrategias de corrección de ventanas espaciales que tienen en cuenta la ubicación aproximada de la línea de nadir, el desplazamiento nominal esperado por el relieve, etc. A diferencia de otros métodos que buscan estructuras geométricas en la imagen y que no funcionan bien en zonas naturales, el método radiométrico permite encontrar centenares de puntos en todo el rango XYZ.

Para la validación del polinomio a utilizar se realizó una prueba con toda la serie histórica de la escena 198/31 (236 imágenes). Durante las pruebas se observó una clara superioridad del modelo de un polinomio de cabeceo constante con Z (tabla 1), obteniendo valores promedios de RMS alrededor de 20 m para imágenes TM/ETM+, siempre dando valores de RMS menores que los obtenidos con los otros polinomios. Ejercicios adicionales de validación se realizaron para toda la serie histórica de la escena 201/33 y para múltiples escenas aisladas

con el polinomio de cabeceo constante con z siempre dando valores de RMS menores que los otros polinomios. Para la serie histórica de 201/33 los RMS para el polinomio constante con z eran de entre 13-18m (TM/ETM+), con los valores más altos para las imágenes ETM+ con el SLC-OFF. El algoritmo es capaz de corregir imágenes con una alta fiabilidad siempre cuando tengan un cobertura nubosa inferior al 80% (Pons *et al*, 2010). Refinamientos posteriores han permitido en series aún más largas valores RMS del orden de 1/3 de píxel en tests independientes de cientos de puntos (Pons *et al.*, in preparation). El modelo polinomio de corrección a aplicar es el siguiente:

$$\begin{aligned} x' &= A + Bx + Cy + Dz + Ezx + Fzy \\ y' &= A' + B'x + C'y + D'z \end{aligned} \quad [1]$$

El tipo de remuestreo a aplicar siempre será discutible, tanto para el vecino más próximo como con las distintas interpolaciones, con sus ventajas y desventajas. Por esta razón los

Tabla 1. Resultados de la corrección geométrica, como RMS (m) promedio para los puntos de test

	MSS	L5 TM	L7 ETM+	
Cabeceo constante con z		43.0	19.0	21.5
Polinomio 1 ^{er} grado sin z		64.4	48.5	28.1
Polinomio de 2 ^o grado sin z		51.2	39.8	24.0

productos se procesan con dos tipos de remuestreo, correspondientes al vecino más próximo y a la convolución cúbica. Conviene considerar en este sentido que la cadena estándar de proceso del United States Geological Survey (USGS) aplica una interpolación de convolución cúbica (Chander *et al.*, 2009).

El tamaño de píxel es otro tema controvertido. Se ha comprobado que con un menor tamaño de píxel que el original se conserva mejor ciertos aspectos visuales y estructuras dentro de la imagen, especialmente cuando se corrige con el vecino más próximo. En consecuencia, se propone que el tamaño de píxel resultante sea de 25 m, aunque la resolución nominal sigue siendo obviamente de 30 m.

Corrección radiométrica en el óptico

Para las bandas 6 en el espectro óptico (visible e infrarrojo cercano y medio), se calculan en primer lugar las radiancias a partir de los coeficientes de conversión, empleando la siguiente ecuación:

$$LI = G \cdot ND + B \quad [2]$$

siendo L_λ la radiancia espectral obtenida por el sensor ($W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$), ND los niveles digitales de la imagen, G la ganancia y B el sesgo.

Para las imágenes obtenidas desde el USGS se aplican los parámetros dados en los metadatos, que coinciden con los aportados por Chander *et al.* (2009), obtenidos a partir de las nuevas curvas de calibración radiométricas temporales (Chander y Markham, 2003; Chander *et al.*, 2007). Para las diferentes imágenes MSS se aplican los nuevos parámetros propuestos por Helder (2009) para tomar en cuenta la sobre/sub calibración de los distintos sensores. La aplicación de estos parámetros para MSS no será necesaria en el futuro para imágenes ofrecidas por parte del USGS cuando el nuevo pre-procesamiento de las imágenes MSS esté en marcha a fines del 2011 (comunicación personal, USGS).

En las imágenes del sensor TM-5 obtenidas a partir del EURIMAGE se observaron distintos problemas radiométricos, dado que el pro-

cesamiento de las imágenes que realizan es diferente al del USGS, cuando estas fueron adquiridas antes del verano de 2009. Para que la radiometría sea igual para los diferentes pre-procesamientos, es necesario convertir todos los parámetros para hacerlos comparables con las imágenes ofrecidas por el USGS, siguiendo las curvas de degradación presentadas por Chander *et al.* (2007). El proceso de esta parametrización está explicado en Saunier y Rodríguez (2006).

Una vez obtenida la radiancia espectral recibida por el sensor se puede calcular la reflectividad aparente (en el techo de la atmósfera, TOA) con la siguiente fórmula:

$$\rho_{TOA} = \frac{\pi \cdot L_\lambda \cdot d^2}{E_{0,\lambda} \cos \theta_s} \quad [3]$$

Siendo:

d: Distancia Tierra-Sol en el momento de la toma de la imagen, expresada en unidades astronómicas (ua).

L_λ : Radiancia espectral, calculada como en el punto anterior.

$E_{0,\lambda}$: Irradiancia espectral solar exoatmosférica

θ_s : Ángulo cenital solar.

Los parámetros d y $E_{0,\lambda}$ están recogidos en el artículo de Chander *et al.* (2009), y el ángulo cenital solar en los metadatos de la propia imagen.

Corrección radiométrica en el térmico

Para la obtención de radiancias en el espectro térmico se emplea la misma metodología antes descrita para el espectro óptico (ecuación 1), usando los coeficientes de calibración del sensor térmico.

Para imágenes Landsat 5 TM adquiridas después de 1/04/1999 se propone añadir un $0,092 W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$ a la radiancia obtenida (Barsi *et al.*, 2007). Esto es necesario para las imágenes Eurimage, aspecto que ya ha sido introducido como parte del pre-procesamiento de las imágenes del USGS (Chander *et al.*, 2009). En la tabla 2 se presentan los valores de G y B para los sensores del Landsat 4,5 y 7. A

Tabla 2. Valores de K1 y K2 para los sensores Landsat 4, 5 y 7 (Chander et al., 2009)

	K1	K2
L4 TM	671.62	1284.3
L5 TM	607.76	1260.56
L7 ETM+	666.09	1282.71

partir de la radiancia, la temperatura de brillo se calcula usando la siguiente fórmula:

$$T_{sen} = \frac{K2}{\ln\left(\frac{K1}{L_\lambda} + 1\right)} \quad [4]$$

Siendo:

T_{sen} : temperatura de brillo (K)

K1: constante de calibración 1
($W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$)

K2: constante de calibración 2 (K)

Corrección atmosférica en el óptico

Para poder comparar la radiometría entre imágenes en una serie temporal es necesario convertir la reflectividad aparente (TOA) a reflectividad de la superficie terrestre. Esto requiere abordar la corrección atmosférica y la del sombreado topográfico. El algoritmo de corrección atmosférica aplicado aquí corrige la señal recibida por el sensor de la influencia y distorsiones radiométricas causadas por la atmósfera. Durante el estudio se ha analizado la estabilidad temporal de tres métodos distintos: el método basado en el objeto oscuro (Chavez, 1988; Chavez, 1996), una versión adaptada del mismo (Pons y Solé-Sugrañes, 1994) y otro método basado en modelos de transferencia radiativa (Guanter *et al.*, 2009). Otros métodos existentes de corrección atmosférica con modelos de transferencia radiativa o el método SMAC no fueron analizados por falta de operatividad o la necesidad de datos adicionales no disponibles para toda la serie temporal. Analizando la estabilidad temporal de cada algoritmo a partir de píxeles pseudo-invariantes, se observó que el algoritmo de Guanter daba coeficientes de variación más altos que los otros dos algoritmos en todas las bandas. Esto es por-

que el algoritmo genera valores de reflectividad erróneos para algunas imágenes difíciles de corregir. Para los otros dos métodos analizados, el método de Chavez da coeficientes de variación más bajos en el espectro visible, en cambio el algoritmo propuesto por Pons & Solé da coeficientes de variación más bajos en el infrarrojo. Dado que el efecto de la atmósfera es más importante en el espectro visible que en el infrarrojo, se ha optado para utilizar el método de Chavez para la corrección atmosférica. El modelo toma en cuenta la transmisividad de la atmósfera en el camino sol-tierra y la dispersión atmosférica:

$$\rho = \frac{\pi \cdot [L - L_a] \cdot d^2}{\cos \theta \cdot E_0 \cdot \tau_1 \cdot \tau_2} \quad [5]$$

Siendo ρ la reflectividad, E_0 la irradiancia exoatmosférica solar (en $W \cdot m^{-2} \cdot mm^{-1}$), τ_1 es el coeficiente de transmisión atmosférica en el camino Sol-Tierra, τ_2 el coeficiente de transmisión atmosférica en el camino Tierra-sensor L_a es la radiancia recibida por el sensor en un área donde sólo hay contribución de la atmósfera (área de sombra o agua según la región espectral), L la radiancia del píxel a corregir, θ el ángulo cenital solar y d la distancia Tierra-Sol en unidades astronómicas.

Hemos recogido una de las propuestas de Chavez de su trabajo de 1996, que basaba la estimación de la transmisión atmosférica con valores estándar. Para τ_1 se emplean los valores estándar (0,70; 0,78; 0,85 y 0,91) dados por Chavez (1996) para las bandas 1-4, respectivamente, y (0,95 y 0,97) para banda 5 y 7, propuestos por Gilabert *et al.* (1994). Para los valores de τ_2 se considera $\cos \theta$, siendo θ el ángulo cenital del sensor. Sería 1 para imágenes Landsat, ya que la observación es siempre vertical.

Para la estimación de L_a se utiliza el valor mínimo de ND del histograma, con el umbral de 200 píxeles (se elige como ND mínimo el valor que primero supere la cantidad de 200 píxeles), utilizando solo la parte central de la imagen (para evitar valores anómalos en los bordes).

Corrección topográfica

Los métodos de corrección topográfica, comúnmente utilizados fueron analizados por su

consistencia temporal, mediante la medida de la desviación típica (DT) en píxeles de suelo desnudo observados bajo distintos ángulos de incidencia solar. Los métodos analizados son: C de Teillet, coseno, minnaert, minnaert incluyendo la pendiente and empírico-estadístico. Más información sobre los distintos métodos y los resultados de la validación se puede encontrar en Hantson y Chuvieco (2011). La disminución en DT para el método empírico-estadístico y C de Teillet en el espectro visible era mayor que 100% comparado con los otros métodos y mayor que 50% en el infrarrojo.

El método empírico-estadístico generó mayormente valores de DT más bajos en los distintos análisis, considerándose el más adecuado para el PNT. Este método sólo se aplica a las bandas ópticas, y es un método solamente estadístico, pero no sobre-corrige las imágenes, siendo unos de los mayores problemas de los métodos convencionales. Este método se aplica independiente para coberturas de suelo, separando entre zonas con vegetación y zonas de suelo desnudo, utilizando un umbral de 0.4 de NDVI para la separación entre ambas. El método empírico-estadístico está descrito por el siguiente algoritmo:

$$\rho_{\lambda,h,i} = \rho_{\lambda,i} \cos \gamma_i m_\lambda - b_\lambda + \bar{\rho}_{\lambda,i} \quad [6]$$

Siendo:

$\rho_{\lambda,h,i}$: reflectividad de un píxel en terreno horizontal

$\rho_{\lambda,i}$: reflectividad de un píxel en terreno en pendiente

$\bar{\rho}_{\lambda,i}$: reflectividad promedio de todos los $\hat{U}_{i,i}$

γ_i : ángulo de incidencia en un píxel i

b_λ : la ordenada en el origen de la regresión

lineal entre γ_i y $\rho_{\lambda,i}$

m_λ : la pendiente de la regresión lineal entre γ_i y $\rho_{\lambda,i}$

Estimación de la Temperatura de la Superficie Terrestre

Esta metodología aún no ha sido desarrollada operativamente, pero está planeada para un futuro próximo.

Para obtener la Temperatura de la Superficie Terrestre (TST) a partir de la radiancia tér-

mica es necesario realizar una corrección tanto del efecto atmosférico como de la emisividad de la superficie.

Para llevar a cabo la corrección radiométrica a partir de la banda(s) térmica de Landsat (banda 6) y obtener así la TST, se usa un algoritmo mono-canal descrito por Jiménez-Muñoz *et al.* (2009). El método se basa en la corrección atmosférica a partir de la estimación del vapor de agua (w). Para llevar a cabo la corrección atmosférica se necesita una estimación del vapor de agua en la atmósfera y una estimación de las emisividades. El producto MODIS de vapor de agua se considera muy preciso, pero sólo se encuentra disponible desde el año 2000.

Para poder corregir toda la serie temporal es necesario utilizar datos obtenidos por otro sensor, optándose por estimar el vapor de agua a partir de imágenes NOAA-AVHRR. En consecuencia, se estima w como variable de entrada en el modelo de generación de la TST a partir del producto de w de MODIS (MOD05) para las imágenes con fecha posterior al 2000 y a través del cálculo del w a partir de imágenes AVHRR para las imágenes anteriores al 2000 a partir de la metodología de Sobrino *et al.* (1999). La estimación de las emisividades se describe en el párrafo siguiente.

El algoritmo para el cálculo de TST se basa en la inversión de una ecuación de transferencia radiativa (Jiménez-Muñoz *et al.*, 2009). Con el fin de que el algoritmo pueda aplicarse de forma operacional se propone una aproximación de las funciones atmosférica (ψ_1 , ψ_2 , ψ_3) únicamente con el vapor de agua. La estimación de la TST se realiza utilizando la siguiente ecuación:

$$T_s = \gamma \left[\frac{1}{\varepsilon} (\psi_1 L_{sen} + \psi_2) + \psi_3 \right] + \delta \quad [7]$$

$$\begin{bmatrix} \psi_1 \\ \psi_2 \\ \psi_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} c_{11} & c_{12} & c_{13} \\ c_{21} & c_{22} & c_{23} \\ c_{31} & c_{32} & c_{33} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} w^2 \\ w \\ 1 \end{bmatrix} \quad [8]$$

$$\gamma \approx \frac{T_{sen}^2}{b_y L_{sen}} \quad [9]$$

$$\delta \approx T_{sen} - \frac{T_{sen}^2}{b_y} \quad [10]$$

Siendo:

T_s : temperatura de la superficie terrestre

γ & δ : parámetros para la estimación de TST

T_{sen} : temperatura de brillo

L_{sen} : radiancias recibidas por el sensor

b_γ : igual a 1.290 K, 1.256 K, y 1.277 K respectivamente para L4B6, L5B6, y L7B6

Los coeficientes para la estimación de las funciones atmosféricas fueron tomados de (Jiménez-Muñoz *et al.*, 2009) para las bandas térmicas de Landsat 4, 5 y 7. Los parámetros obtenidos de la base de datos TIGR61 contienen una cantidad de valores de vapor de agua bien distribuidos y por tanto podrían ser utilizados para un producto global. Los parámetros para los distintos sensores Landsat son entonces:

Landsat 4:

$$\begin{bmatrix} \psi_1 \\ \psi_2 \\ \psi_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0.07247 & -0.06968 & 1.07880 \\ -0.60283 & -0.68176 & -0.13311 \\ -0.01999 & 1.43469 & -0.46157 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} w^2 \\ w \\ 1 \end{bmatrix} \quad [11]$$

Landsat 5:

$$\begin{bmatrix} \psi_1 \\ \psi_2 \\ \psi_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0.08735 & -0.09553 & 1.10188 \\ -0.69188 & -0.58185 & -0.29887 \\ -0.03724 & 1.53065 & -0.45476 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} w^2 \\ w \\ 1 \end{bmatrix} \quad [12]$$

Landsat 7:

$$\begin{bmatrix} \psi_1 \\ \psi_2 \\ \psi_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0.07593 & -0.07132 & 1.08565 \\ -0.61438 & -0.70916 & -0.19379 \\ -0.02892 & 1.46051 & -0.43199 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} w^2 \\ w \\ 1 \end{bmatrix} \quad [13]$$

Corrección de emisividades

Emisividad en suelos y zonas con vegetación

El método propuesto es la metodología presentada por Sobrino *et al.* (2008), que estima la emisividad a partir de la reflectividad en la banda 3 y de la proporción de cubierta vegetal P_v , obtenida a partir del NDVI.

$$\begin{aligned} \text{NDVI} < 0.2 & \quad \varepsilon = 0.979 - 0.035 \cdot \text{TM3} \\ 0.2 \leq \text{NDVI} \leq 0.5 & \quad \varepsilon = 0.979 + 0.004 \cdot P_v \\ \text{NDVI} > 0.5 & \quad \varepsilon = 0.99 \end{aligned} \quad [15]$$

La P_v como parámetro de entrada en la estimación de emisividades por parte de Sobrino

se calcula a partir del NDVI con la siguiente ecuación:

$$P_v = \left(\frac{\text{NDVI} - \text{NDVI}_s}{\text{NDVI}_v - \text{NDVI}_s} \right)^2 \quad [16]$$

donde los valores de $\text{NDVI}_v = 0.5$ y $\text{NDVI}_s = 0.2$ fueron propuestos por Sobrino y Raissouni (2000) para una aplicación global. Aunque estos valores de NDVI pueden variar en el caso de imágenes de mayor resolución, se ha optado de seguir estos umbrales en la falta de disponibilidad de valores mas adaptados a imágenes de media resolución. Para obtener valores consistentes de P_v , se debe asignar el valor 0 en el caso que $\text{NDVI} < \text{NDVI}_s$ y 1 en el caso de píxeles donde $\text{NDVI} > \text{NDVI}_v$. En el caso de zonas urbanas se tratarán como si fuera un suelo desnudo.

Cálculo de la emisividad en cuerpos de agua, nieves y hielo

Para aguas continentales o marinas, se emplea una máscara, asignando al píxel un valor de 0.99. Estos cuerpos de agua son detectados a partir de un umbral de 0.15 en las banda 4 y 5, pero sólo para las zonas con posibilidad que haya agua, extraídas a partir del mapa topográfico 1:50.000 del IGN.

En el caso de la nieve y el hielo, no es posible la utilización de una máscara estándar debido a la alta variabilidad estacional de este tipo de cubiertas. Por ello se propone determinar la cubierta de nieve y hielo a través de la metodología basada en el cálculo del índice Normalized Difference Snow Index (NDSI), del cual se obtiene una máscara que permite asignar un valor aproximado para este tipo de cubierta, típicamente 0.98.

Capas temáticas

Detección de superficies de agua

Para la detección de zonas de agua se propuso poner un umbral en la banda 5 de 0.15 (Bustamante *et al.*, 2005) y también en la banda 4, pero solo para las zonas con posibilidad que haya agua, extraídas previamente a partir

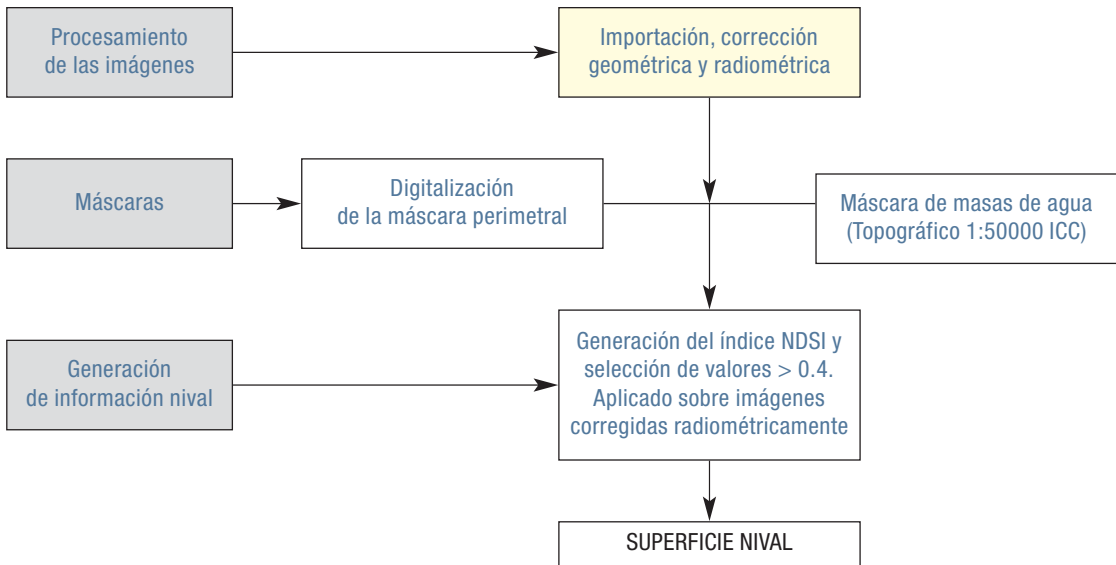


Figura 2. Esquema del proceso de detección de nieve.

del mapa topográfico 1:50.000 del IGN. Así se evita también, en la mayoría de los casos, la confusión con zonas de sombras que también presentan valores muy bajos en ambas bandas.

Detección de nieve

El algoritmo a aplicar fue desarrollado por Cea *et al.* (2007), y se basa en el Normalized Difference Snow Index (NDSI):

$$NDSI = \frac{\text{banda 2} - \text{banda 5}}{\text{banda 2} + \text{banda 5}} > 0.4 \quad [17]$$

fijando el umbral en el valor 0.4. Para disminuir la confusión de las superficies de agua, se excluyen del análisis las zonas detectadas como agua. El esquema utilizado para la detección de nieves se observa en la figura 2.

Se obtuvieron buenos resultados en la discriminación de la nieve (Cea *et al.*, 2007), minimizando los posibles errores de comisión de otras cubiertas utilizando la máscara de cuerpos de agua.

Máscara de nubes

En este ámbito se utilizó una propuesta dada por el grupo de la UAB (Universidad Autónoma de Barcelona), el cual se basa en la dife-

rencia entre una imagen de referencia (libre de nubes) y la imagen a evaluar, excluyendo los falsos positivos, fijando un umbral en la banda térmica. Debido a que el algoritmo también detecta parte de las zonas cubiertas por nieve se sobrepone la máscara de nieve obtenida con otro algoritmo. Se puede ver el algoritmo de detección de nubes esquematizado en la figura 3.

En detalle se compara el TOA de la banda 1 entre la imagen de referencia y la banda a analizar. Si la diferencia es mayor que 0.08 se considera posiblemente una nube. Para eliminar los falsos positivos se propone un umbral en la banda térmica (banda 6, de ganancia baja en el caso de ETM+) que cambia a lo largo del año. En verano la propuesta es de 290K y, para invierno, de 272K. Restando ambas capas se obtiene un resultado de píxeles que aumentan su reflectividad en la banda 1 y que tienen una baja temperatura. Para evitar confusión con capas de nieve se resta también la máscara de nieve del resultado. Después de eliminar los grupos de menos de 3 píxeles se obtiene la máscara de nubes.

Nomenclatura de los productos a distribuir

La nomenclatura de los productos sigue una estructura estándar, como a continuación se indica:

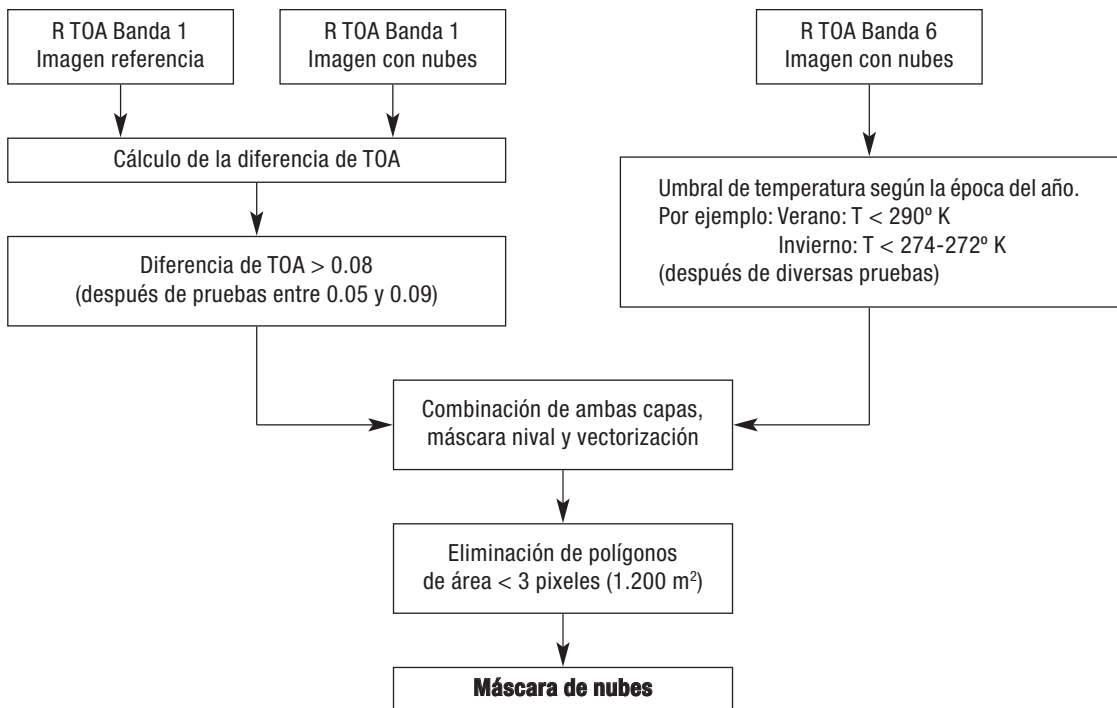


Figura 3. Esquema del algoritmo de detección de nubes.

proyecto_satelite_sensor_pathrow_fecha
(año mes día)_tipo de producto_sistema
de referencia_huso_tamaño de pixel_flotante
o estándar

Los productos que actualmente están distribuidos son los siguientes:

— Imágenes originales:

e.g. pnt_landsat5_tm_199036_20101031_ori_flo

— Imágenes corregidas geoméricamente (vecino más próximo=xsnm, convolucion cubica=xsbic):

e.g. pnt_landsat5_tm_199036_20101031_geo_xsbic_etr89_hu30_gsd25_flo

Los productos que serán servidos próximamente:

— Radiancias:

e.g. pnt_landsat5_tm_199036_20101031_rad_etr89_hu30_gsd25_flo

— Reflectividad TOA:

e.g. pnt_landsat5_tm_199036_20101031_toa_etr89_hu30_gsd25_flo

— Reflectividades de superficie:

e.g. pnt_landsat5_tm_199036_20101031_rfl_etr89_hu30_gsd25_flo

Para los productos térmicos y las capas temáticas, que actualmente están en fase de desarrollo, no se ha decidido los productos a distribuir.

Conclusiones

En este artículo se presenta el primer flujo de pre-procesamiento que se aplicará a las imágenes Landsat en el marco del PNT. Este pre-procesamiento tiene como objetivo generar imágenes de satélite listas para ser utilizadas por diferentes usuarios. Por esto se puede considerar como un primer paso en facilitar el acceso hacia la información espacial, fomentando así el uso de imágenes satelitales y de los productos generados a partir de ellas por parte de las administraciones públicas, empresas y ciudadanos en general.

Los algoritmos seleccionados, fueron escogidos a partir de una exhaustiva validación, que tiene como objetivo asegurar que éstos gene-

rabán un resultado estable en el tiempo. Futuros trabajos tendrán que verificar la exactitud de la información distribuida.

Como hemos indicado, es la primera versión del flujo de pre-procesamiento, que según la disponibilidad de nuevos algoritmos, información o parámetros, podrían generar nuevas versiones que mejoren los resultados obtenidos.

En este artículo se describen los algoritmos de pre-procesamiento, para que así los usuarios comprendan el producto que utilizan, además de ofrecer la oportunidad a usuarios que poseen una base de datos Landsat adquirida anteriormente de poder aplicar este pre-procesamiento para que así su base de datos sea comparable con la información ofrecida por parte del PNT.

Agradecimientos

Este proyecto fue financiado por parte del IGN (Instituto Geográfico Nacional), en el marco de Plan Nacional de Teledetección. Agradecemos especialmente las contribuciones de los asistentes de diferentes instituciones a las reuniones en la UAB, UAH e IGN.

Referencias

- BARSI, J. A., HOOK, S. J., *et al.* (2007). Landsat-5 Thematic Mapper Thermal Band Calibration Update. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 4(4): 552-555.
- BUSTAMANTE, J., DÍAZ-DELGADO, R., & ARAGONÉS, D. (2005). Determinación de las características de masas de aguas someras en las marismas de Doñana mediante teledetección. *Revista de Teledetección* 24: 107-111.
- CEA, C., CRISTÓBAL, J., & PONS, X. (2007). An improved methodology to map snow cover by means of landsat and MODIS imagery. Paper presented at: *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IEEE international)*.
- CHANDER, G., & MARKHAM, B. L. (2003). Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 41: 2674-2677.
- CHANDER, G., MARKHAM, B. L., & BARSI, J. A. (2007). Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 41: 490-494.
- CHANDER, G., MARKHAM, B. L., & HELDER, D. L. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote sensing of environment* 113: 893-903.
- CHAVEZ, P. S. (1988). An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment* 24: 459-479.
- CHAVEZ, P. S. (1996). Image-based atmospheric corrections. Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 62: 1025-1036.
- GILABERT, M. A., CONESE, C., & MASELLI, F. (1994). An atmospheric correction method for the automatic retrieval of surface reflectance from TM images. *International Journal of Remote Sensing* 15: 2065-2086.
- GUANTER, L., RICHTER, R., & KAUFMANN, H. (2009). On the application of the MODTRAN4 atmospheric radiative transfer code to optical remote sensing. *International Journal of Remote Sensing* 30: 1407-1424.
- HANTSON, S., & CHUVIECO, E. (2011). Evaluation of different topographic correction methods for Landsat imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 13(5): 691-700.
- HELDER, D. L. (2009). Consistent Radiometric Calibration of Landsat TM and MSS Sensors. In: Landsat Science Team Meeting (Fort Collins, CO).
- JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C., CRISTÓBAL, J., SOBRINO, J. A., SÒRIA, G., NINYEROLA, M., & PONS, X. (2009). Revision of the Single-Channel Algorithm for Land Surface Temperature Retrieval From Landsat Thermal-Infrared Data. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 47: 339-349.
- PONS, X., MORÉ, G., & PESQUER, L. (2010). Automatic matching of Landsat image series to high resolution orthorectified imagery. in Lacoste-Francis (ed.) *Proc. 2010 ESA Living Planet Symposium, ESA Communications*, Noordwijk, Holanda (CD-ROM, ISBN: 978-92-9221-250-6)
- PONS, X., & SOLÉ-SUGRAÑES, L. (1994). A simple Radiometric Correction Model to Improve Automatic Mapping of Vegetation from Multispectral Satellite Data. *Remote sensing of environment* 48: 191-204.
- SOBRINO, J. A., JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C., SÒRIA, G., ROMAGUERA, M., GUANTER, L., MORENO, J., PLAZA, A., & MARTÍNEZ, P. (2008). Land Surface Emissivity Retrieval From Different VNIR and TIR Sensors. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 46: 316-327.
- SOBRINO, J. A., & RAISSOUNI, N. (2000). Toward remote sensing methods for land cover

- dynamic monitoring: Application to Morocco. *International Journal of Remote Sensing* 21: 353-366.
- SOBRINO, J. A., RAISSOUNI, N., SIMARRO, J., NERRY, F., & PETITCOLIN, F. (1999). Atmospheric water vapor content over land surfaces derived from the AVHRR data: application to the Iberian Peninsula. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 37: 1425-1434.
- TEJEIRO, J. A. (2010). Procedimiento Operativo Estándar. Plan Nacional de Teledetección. Procesado Básico Alta Resolución. IGN. Madrid.

Estimación de la humedad del suelo a partir de índices de vegetación y microondas pasivas

C. Mattar¹, J. A. Sobrino¹, J. P. Wigneron², J. C. Jiménez-Muñoz¹ y Y. Kerr³

¹ *Unidad de Cambio Global, Universidad de Valencia*

² *INRA-Aquitaine*

³ *Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère (CESBIO).*

Resumen

Este estudio presenta un método simple para la corrección del efecto de la vegetación en la estimación de la humedad de la superficie (w_s) utilizando medidas radiométricas en banda-L. El método se fundamenta en una relación semi-empírica entre la humedad del suelo y la reflectividad polarizada incluyendo el efecto del espesor óptico de la vegetación, que a su vez se parametriza en función del índice de vegetación normalizado NDVI. El método se aplicó a medidas in-situ adquiridas sobre una zona de hierba en el marco del experimento SMOSREX entre los años 2004 y 2007. Dos polarizaciones (horizontal y vertical) así como cinco ángulos de incidencia (20° , 30° , 40° , 50° y 60°) fueron consideradas en el análisis. La mejor estimación de w_s se obtuvo al utilizar dos polarizaciones y un ángulo de incidencia de 40° . En promedio, la precisión obtenida en las estimaciones de la humedad del suelo considerando los efectos de la vegetación fueron aproximadamente de $0.06 \text{ m}^3/\text{m}^3$, mejorando la estimación en $0.02 \text{ m}^3/\text{m}^3$ en relación al caso en que el efecto de la vegetación no es considerado. Los resultados indican que la inclusión de la vegetación (a través de un índice como el NDVI) resulta útil para la estimación de la humedad del suelo a través de regresiones semi-empíricas.

Palabras clave: Humedad del suelo, Microondas Pasivas, Banda L, SMOS.

Abstract

Soil moisture retrieval from vegetation indices and passive microwaves

A simple approach for correcting for the effect of vegetation in the estimation of the surface soil moisture (w_s) from L-band passive microwave observations is presented in this study. The approach is based on semi-empirical relationships between soil moisture and the polarized reflectivity including the effect of the vegetation optical depth which is parameterized as a function of the Normalized Vegetation Difference Index (NDVI). The method was tested against in situ measurements collected over a grass site from 2004 to 2007 (SMOSREX experiment). Two polarizations (horizontal/vertical) and five incidence angles (20° , 30° , 40° , 50° and 60°) were considered in the analysis. The best w_s estimations were obtained when using both polarizations at an angle of 40° . The average accuracy in the soil moisture retrievals was found to be approximately $0.06 \text{ m}^3/\text{m}^3$, improving the estimations by $0.02 \text{ m}^3/\text{m}^3$ with respect to the case in which the vegetation effect is not considered. The results indicate that information on vegetation (through a vegetation index such as NDVI) is useful for the estimation of soil moisture through the semi-empirical regressions.

Key words: Soil moisture, Passive microwave, L-band, SMOS.

* Autor para la correspondencia: christian.mattar@uv.es

Recibido: 17-07-11; Aceptado: 18-11-11.

Introducción

La humedad del suelo juega un rol fundamental en el ciclo hidrológico y en las interacciones tierra-atmósfera. Varios estudios han analizado la importancia de la humedad del suelo en una serie de áreas científicas como: simulaciones climáticas y predicción meteorológica (Beljaars *et al.*, 19996; Wetzel and Change, 1988; Wilson *et al.*, 1987; Fernesy and Shukla, 1999; Dirmeyer, 2000; Leese *et al.*, 2001), modelos de simulación de crecimientos de cultivos (de Wit and van Diepen, 2007; Guerif and Duke, 2000), modelos de precipitación y escorrentía (Eltahir, 1998), evaporacióntranspiración (Noilhan and Calvet, 1995; Wood *et al.*, 1995; Carlson, 2007), entre otras.

A pesar de la enorme importancia de la humedad del suelo, una estimación confiable, a escala regional y con una alta frecuencia temporal es relativamente difícil utilizando las técnicas convencionales a nivel puntual (Mallick *et al.*, 2009). Por lo tanto, las técnicas de teledetección aparecen como una herramienta potencial para estudiar la humedad de la superficie a diferentes escalas, tanto espaciales como temporales. En este contexto, diversos trabajos han demostrado que las medidas en el rango de las microondas pasivas son las técnicas en teledetección más relevantes para monitorear la humedad de la superficie sobre la tierra a una escala global (Ulaby *et al.*, 1986; Schumgge and Jackson, 1994; Jackson *et al.*, 1995; Pellarin *et al.*, 2003; Wigneorn *et al.*, 2003). En particular, las observaciones realizadas en frecuencias de banda L (1.4 GHz), son relevantes debido a que estas tienen una alta sensibilidad hacia la humedad del suelo y una baja sensibilidad hacia las coberturas nubosas y los efectos atmosféricos.

Recientemente se ha lanzado la misión espacial Soil Moisture and Ocean Salinity (SMOS). La base de la misión SMOS consiste en un radiómetro interferométrico de dos dimensiones (2D) aplicado a la banda L (1.4 GHz) que tiene por objetivo entregar mapas globales de humedad del suelo con una precisión mejor a 4% (en m^3/m^3) cada 3 días y con una resolución mejor que 50 km (Kerr *et al.*, 2001). En un futuro próximo, la misión Soil

Moisture Active and Passive (SMAP) será la segunda misión espacial que estimará la humedad de la superficie en banda-L (Entekhabi *et al.*, 2009). Estas tecnologías desarrolladas en el rango de las microondas pasivas generarán un importante cambio para el desarrollo eficiente de algoritmos que permita la estimación de la humedad de la superficie. Sin embargo, la principal dificultad en la estimación de la humedad de superficie utilizando información radiométrica en banda-L tiene relación con la presencia de la estructura de la vegetación, ya que la vegetación atenúa la emisión del suelo y adiciona su misma emisión hacia la emisión en conjunto de la superficie. No obstante, varios autores han desarrollado simples avances que consideran los efectos de la vegetación (Jackson *et al.*, 1995; Wigneron *et al.*, 1995). Generalmente, estos avances se basan en los modelos «tau-omega», los cuales fundamentan sus principios físicos en el espesor óptico de la vegetación (τ), considerado para la atenuación del efecto de la vegetación y albedo de la superficie (ω) considerado para la dispersión que genera la vegetación. El modelo L-band Microwave Emission for biosphere (L-MEB) se utiliza en los algoritmos de los productos SMOS level-2 (Wigneron *et al.* 2007; Kerr *et al.*, 2010), el cual también utiliza la base del modelo «tau-omega»

Como una alternativa a la utilización de algoritmos basados en modelos de inversión (Wigneron *et al.*, 2003), los efectos de la vegetación generados en la banda-L se han considerado en diversos estudios utilizando parametrizaciones semi-empíricas basadas en observaciones bi-angulares (Wigneron *et al.*, 2004) u observaciones bi-polarizadas (Saleh *et al.* 2006a; Saleh *et al.*, 2006b, Calvet *et al.*, 2011). Sin embargo, estos avances se basan solamente en observaciones realizadas en el rango de las microondas y no se complementan con información adicional que pueda caracterizar la estructura de la vegetación como los índices de vegetación desarrollados en el dominio óptico, como por ejemplo el NDVI o el Enhanced Vegetation Index (EVI) (Huete *et al.*, 1999). Por lo tanto, el objetivo principal de este trabajo es presentar un método de regresión simple que permita la estimación de la humedad de la superficie utilizando datos combina-

dos óptico-microondas para considerar el efecto de la vegetación. El método está basado en regresiones semi-empíricas desarrolladas por Wigneron *et al.* (2004) pero incluyendo los efectos de la vegetación a través del NDVI. Para llevar a cabo este trabajo, se analizaron las medidas in-situ obtenidas durante el experimento SMOSREX (de Rosnay *et al.*, 2006) tal y como se describirá a continuación.

Datos

Medidas in-situ de humedad del suelo, temperatura de la superficie, temperatura de brillo en el rango de las microondas y reflectancia visible/infrarroja-cercana adquiridas durante la campaña Surface Monitoring of the Soil Reservoir Experiment (SMOSREX) (de Rosnay *et al.*, 2006) han sido utilizadas en este trabajo. El sitio SMOSREX está localizado en el área experimental de la National Office of Aerospace Study and Research (ONERA) cerca del pueblo de Mauzac en Francia ($43^{\circ}23'8.74''N$; $1^{\circ}17'32.63''E$; 188 m. a. s. l.). SMOSREX integra un variado número de estudios en el rango de las microondas pasivas, precisamente en banda-L, con el fin de desarrollar modelos de emisión y simulación de datos para estimar la humedad del suelo en la zona radicular (0-1 m). El experimento de SMOSREX comenzó en el año 2001, pero a partir del año 2003 se pusieron en pleno funcionamiento todos los sensores que realizan las medidas. En el presente trabajo se procesaron datos adquiridos a partir del 1 de enero del 2004 hasta el 31 de diciembre del 2007. Estos años son representativos de una gran variedad de condiciones meteorológicas. En particular, los rangos de precipitación variaron entre 474 mm en 2005 hasta los 766 mm en 2004 (los valores para el 2006 y 2007 son 624 y 589 mm respectivamente).

Las mediciones radiométricas en banda-L se obtuvieron con el radiómetro LEWIS (L-band radiometer for Estimationg Water in soils), con una precisión de 0.2 K y un campo de visión de 13.5° a 3 dB (Lemaître *et al.*, 2004). LEWIS está instalado en lo alto de una torre de 13.7 m y está configurado para realizar mediciones automáticas sobre hierba y suelo desnudo. El es-

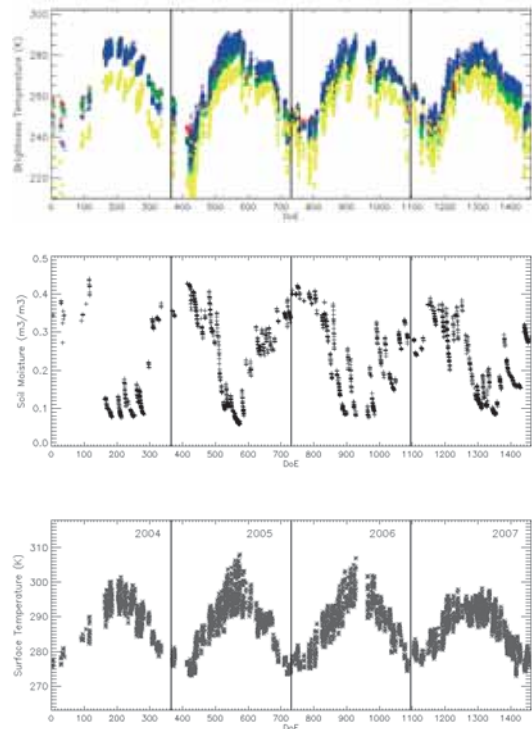


Figura 1. Series temporales entre 2004-2007 para las medidas realizadas sobre el sitio SMOSREX (a) Temperatura de brillo a 20 y 40° a una polarización vertical y horizontal representadas por las líneas negra, roja, verde y azul respectivamente, (b) contenido volumétrico de la humedad del suelo (m³/m³) entre 0-5 cm y (c) temperatura de la superficie (K) a 0-1 cm. DoE representa el día del experimento.

caneo de este sensor está diseñado para un paso automático en cinco ángulos de incidencia diferentes (20°, 30°, 40°, 50° y 60°) registrando ocho medidas por día. En este estudio sólo se utilizaron las medidas sobre la zona de hierba.

También se ha utilizado perfiles de humedad de la superficie y temperatura medidos cada 30 minutos por sensores de impedancia (ML2-Theta-probes) y termistores, respectivamente, instalados a diferentes profundidades del perfil edáfico. Para este trabajo se seleccionaron las realizadas en la primera capa de suelo que corresponden a 0-5 cm para humedad y 1 cm para temperatura del suelo. Una completa descripción de las medidas de perfiles de temperatura y humedad del suelo puede encontrarse en de Rosnay *et al.* (2006). A modo de ejemplo, la figura 1 muestra los datos de temperatura de brillo registrada por LEWIS, así como los valores de humedad y temperatura del suelo re-

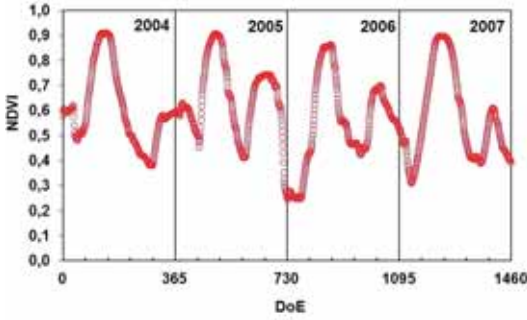


Figura 2. Valores diarios de NDVI calculados a partir de los radiómetros ópticos sobre la zona de hierba de SMOSREX entre 2004 y 2007. DoE representa el día del experimento.

gistrados durante el periodo de estudio entre 2004-2007 sobre el sitio SMOSREX.

El índice de vegetación NDVI utilizado en este estudio se calculó a partir de las medidas de reflectancia en el infrarrojo e infrarrojo cercano llevadas a cabo mediante el radiómetro óptico CIMEL entre Julio del 2003 y Diciembre del 2007. Más detalles sobre las medidas de reflectancia pueden consultarse en Albergel *et al.* (2010). La figura 2 presenta los valores de NDVI medido sobre la zona de hierba en el área SMOSREX. Para los valores de un año, se pueden apreciar dos periodos de crecimiento, uno en primavera y otro al final de la estación de verano.

Descripción del algoritmo

Base Teórica: Ecuación de transferencia radiativa

El desarrollo del algoritmo propuesto se basa en el modelo tau-omega, el cual se aplica sobre coberturas de vegetación (Ulaby *et al.*, 1986). La temperatura de brillo polarizada ($T_b(\theta, p)$) está en función del albedo ($\omega(\theta, p)$), el espesor óptico $\tau(\theta, p)$, la reflectividad del suelo $\Gamma_s(\theta, p)$ y las temperaturas efectivas del suelo y la vegetación (T_s^E and T_v^E , respectivamente):

$$T_b(\theta, p) = (1 - \omega)(1 - \gamma)(1 + \gamma \Gamma_s(\theta, p)) T_v^E + \gamma(1 - \Gamma_s(\theta, p)) T_s^E + T_b_{\theta}^{SKY1} \Gamma_s(\theta, p) \gamma^2(\theta, p) \quad [1]$$

donde $\gamma = \gamma(\theta, p)$ es la transmisividad de una capa de vegetación p -polarizada, que puede expresarse como una función del espesor óptico $\tau(\theta, p)$ y el ángulo de incidencia θ , y siendo $T_b_{\theta}^{SKY1}$ la temperatura atmosférica y extraterrestre.

$$\gamma(\theta, p) = \exp\left(-\frac{\tau(\theta, p)}{\cos(\theta)}\right) \quad [2]$$

Para simplificar la ecuación [1] sin introducir errores significativos en el resultado (Jackson *et al.*, 1995), es posible asumir que la temperatura efectiva del suelo y la vegetación son iguales. ($T_s^E = T_v^E = T_c = \text{effective surface temperature}$). Adicionalmente, la emisión atmosférica puede ser despreciada para mediciones realizadas en banda-L a nivel in-situ. Además, la temperatura atmosférica y extraterrestre es pequeña después de la reflexión con la superficie y la atenuación a través de la vegetación (Pellarin *et al.*, 2003) y por lo tanto se puede omitir.

Relación estadística de Wigneron *et al.* 2004

Si se desprecian los efectos de la dispersión en banda-L (Wigneron *et al.*, 2004), w puede ser equivalente a cero ($\omega = 0$), y el modelo tau omega queda simplificado mediante la siguiente ecuación:

$$T_b(\theta, p) = T_c(1 - \Gamma_s(\theta, p)\gamma^2(\theta, p)) \quad [3]$$

donde la emisividad de la superficie $e(\theta, p)$ definida como $e(\theta, p) = T_b(\theta, p)/T_c$ puede escribirse como

$$e(\theta, p) = 1 - \Gamma_s(\theta, p)\gamma^2(\theta, p) \quad [4]$$

Considerando que la reflectividad de la superficie puede expresarse como $\Gamma(\theta, p) = 1 - e(\theta, p)$, la ecuación [4] se reduce a:

$$\Gamma(\theta, p) = \Gamma_s(\theta, p)\gamma^2(\theta, p) \quad [5]$$

Combinando la ecuación [2] y la ecuación [5], es posible obtener la siguiente expresión:

$$\cos(\theta) \cdot \log(\Gamma_s(\theta, p)) - 2\tau(\theta, p) = \cos(\theta) \cdot \log(\Gamma(\theta, p)) \quad [6]$$

La reflectividad del suelo $\Gamma_s(\theta, p)$ es usualmente considerada como a una función casi lineal en relación a la humedad del suelo (w_s) y es relativamente baja para suelos secos (Jackson *et al.*, 1995). En el caso general no lineal, se introduce el coeficiente α , de forma que:

$$\Gamma_s(\theta, p) \cong Ap(\theta)w_s^\alpha \quad [7]$$

siendo $Ap(\theta)$ un coeficiente que depende de la configuración del sensor. Los valores de $Ap(\theta)$ y α depende de la zona de estudio, y están principalmente determinados por la textura y estructura del suelo, así como la rugosidad de la superficie.

Combinando las ecuaciones [6] y [7], se puede obtener finalmente:

$$\begin{aligned} \cos(\theta) \cdot \alpha \cdot \log(w_s) - 2\tau(\theta, p) = \\ \cos(\theta) \cdot \log(\Gamma(\theta, p)) - \cos(\theta) \cdot \log(A_p(\theta, p)) \end{aligned} \quad [8]$$

Nuevo método combinado

Reordenando la ecuación [8], la humedad del suelo puede expresarse como una función de las reflectividades y del espesor óptico:

$$\begin{aligned} \log(w_s) = c_0 \cdot \log(\Gamma(\theta, p)) + \\ c_1(\theta) \cdot \tau(\theta, p) + c_2(\theta, p) \end{aligned} \quad [9]$$

donde c_0 , c_1 , y c_2 son coeficientes de regresión en los cuales el parámetro α está implícitamente considerado. Para el espesor óptico se puede asumir una independencia del ángulo de incidencia y la polarización como (Wigneron *et al.*, 2004). En este contexto, varios trabajos han demostrado que el espesor óptico puede relacionarse con algún indicador de la vegetación ya sea el índice de área foliar (Leaf Area Index, LAI), el NDVI o el EVI. Por ejemplo, relaciones entre t y el contenido de agua de la vegetación (Water Vegetation Content, WVC) e índices de vegetación calculados a partir de imágenes Landsat fueron analizados en Jackson *et al.* (2004). A escala global, se ha de-

mostrado que el espesor de la vegetación está estadísticamente relacionado con los índices de vegetación descritos anteriormente en varias coberturas terrestres (Jones *et al.*, 2011). En particular, sobre la zona SMOSREX, se determinó una relación estadística entre el espesor óptico y el LAI utilizando 2 años de medidas (Saleh *et al.*, 2006b). Además, relaciones lineales entre el espesor óptico, el LAI y el contenido de agua de la vegetación fueron también calculadas para diferentes tipos de cultivos (Calvet *et al.*, 2011) y consideradas en el modelo L-MEB para el procesador de productos Level-2 de SMOS (Kerr *et al.*, 2010). Por lo tanto, basándose en estos trabajos, es posible asumir que el espesor óptico puede ser parametrizado en función de un índice de vegetación (NDVI, EVI, LAI, etc.). En este estudio se ha seleccionado el NDVI, ya que puede estimarse fácilmente a partir de valores de reflectancias como los medidas en la zona SMOSREX o bien a partir de valores obtenidos a partir de distintos sensores de Observación de la Tierra. Por lo tanto, en este trabajo consideramos la siguiente expresión:

$$\tau = f(\text{NDVI}) \cong a \cdot \text{NDVI} \quad [10]$$

donde α es una constante que considera los efectos de la estructura de la vegetación. Utilizando las ecuaciones [9] y [10], la humedad del suelo queda expresada como una función de las reflectividades en las microondas y el NDVI:

$$\begin{aligned} \log(w_s) = a_0 \log(\Gamma(\theta, p)) + \\ a_1 \cdot \text{NDVI} + a_2(\theta, p) \end{aligned} \quad [11]$$

donde a_0 , a_1 y a_2 son los coeficientes de la regresión.

La ecuación [11] fue inicialmente desarrollada para una polarización y un ángulo de incidencia. Sin embargo, la expresión es válida para las polarizaciones horizontales y verticales y para todos los ángulos de incidencia. Por lo tanto, las contribuciones obtenidas a diferentes polarizaciones y ángulos de incidencia pueden ser sumadas. Esto se realiza con el fin de que las estadísticas en los modelos de regresión sean más eficientes mientras más án-

gulos y polarizaciones existan. Por ejemplo, considerando la ecuación [11] aplicada a dos ángulos (1 y 2) y dos polarizaciones (V y H), y utilizando la razón entre las temperaturas de brillo y de superficie ($\Gamma = 1 - Tb/Tc$), la humedad del suelo puede expresarse como:

$$\log(w_s) = a + b \left(\log \left(1 - \frac{Tb_{\theta_1,V}}{Tc} \right) \right) + c \left(\log \left(1 - \frac{Tb_{\theta_2,V}}{Tc} \right) \right) + d \left(\log \left(1 - \frac{Tb_{\theta_1,H}}{Tc} \right) \right) + e \left(\log \left(1 - \frac{Tb_{\theta_2,H}}{Tc} \right) \right) + f \cdot NDVI \quad [12]$$

siendo a , b , c , d , e y f los coeficientes de regresión de la ecuación. Pruebas estadísticas preliminares (no mostradas en este artículo) fueron realizadas con el fin de encontrar el número de ángulos más significativos para estimar la humedad de la superficie. Como resultado, la información contenida en las firmas multiangulares utilizando una bi-polarización fueron similares a la utilización de una firma bi-angular y bipolarizada (con la excepción de que el ruido del radiómetro decrece cuando el número de observaciones independiente se incrementa). Estos resultados son consistentes con los resultados numéricos descritos en (Wigneron *et al.*, 2000). Finalmente, estas pruebas estadísticas mostraron que la mejor combinación se presenta en un modo bipolarizado a una configuración angular de 40° (mono-angular) y a una configuración bi-angular de 20 y 40°. Los resultados mostrados a continuación se centran en estas dos configuraciones angulares.

Procesamiento de datos y estrategia de calibración/Validación

Para calibrar los coeficientes de la regresión correspondiente a la ecuación [12], los datos SMOSREX fueron procesados con el fin de filtrar y reordenar todo el conjunto de datos. Para este trabajo fueron utilizadas solo las observaciones que se llevaron a cabo sobre la hierba, debido a que el objetivo principal del presente trabajo es corregir el efecto de la vegetación. Datos anómalos y sesgados fueron eliminados del conjunto de datos. Por otra par-

te, para evitar el efecto de saturación del agua, los días que presentaban precipitaciones superiores a cero y el día después de este fueron excluidos del análisis. Otro filtro utilizado se basó en el índice de razón de polarización descrito como $PR = (Tbv - Tbh) / (Tbv + Tbh)$ donde Tbv y Tbh son las temperaturas de brillo vertical y horizontal, respectivamente. Este índice permite identificar los suelos con coberturas de hielo (de Rosnay *et al.*, 2006) y los valores negativos de PR indican una inversión en la magnitud de la Tbh sobre la Tbv , correspondiendo a un patrón anómalo. Por lo tanto, los días con valores negativos o bajos de PR (< 0.02) se filtraron, de forma análoga a lo propuesto por Saleh *et al.* (2006b).

A partir de los datos ya filtrados, se realizó el proceso de calibración para obtener las mejores correlaciones estadísticas entre la humedad del suelo, la temperatura de brillo (a 40° y 20°-40°) y el NDVI. Estos resultados se compararon con los obtenidos cuando el NDVI no se tiene en cuenta (NDVI=0) con el fin de evaluar las mejoras potenciales obtenidas cuando se considera el NDVI.

A partir de los cuatro años de datos disponibles (2004 a 2007), uno año fue utilizado para la calibración de la regresión semi-empírica, y los otros tres años fueron utilizados para su validación. Los resultados obtenidos se evaluaron a partir de diferentes estadígrafos como el coeficiente de determinación (R^2), el ajuste estadístico ($p < 0.05^*$) y el Error Cuadrático Medio (Root Mean Square Error, RMSE).

Resultados

Calibración del método utilizando datos SMOSREX

La tabla 1 muestra los resultados obtenidos durante la calibración de la ecuación de regresión [12] utilizando los datos in-situ de SMOSREX. Como es lógico, los mejores resultados en términos de R^2 fueron obtenidos para la configuración bi-angular ($\theta = 20^\circ$ y $\theta = 40^\circ$) frente a la configuración mono-angular ($\theta = 40^\circ$). Para ambas configuraciones (mono y bi-angular), los mejores resultados se obtuvieron cuando el

Tabla 1. Coeficientes de determinación R² (p<0.05*) obtenidos en la calibración de las ecuaciones de regresión para cada año considerando el NDVI y considerando NDVI=0 en las dos configuraciones angulares: mono angular (40°) y bi angular (20°-40°)

mono-angular configuration 40 - VH - NDVI = 0								
Año de calibración	N	a	b(TbV20)	c(TbV40)	d(TbH20)	e(TbH40)	f(NDVI)	R₂
2004	516	1.559		1.811		-0.763		0.861
2005	979	0.733		1.719		-1.157		0.654
2006	800	1.337		1.815		-0.956		0.794
2007	1,243	1.035		1.424		-0.607		0.584
mono-angular configuration 40 - VH - Teniendo en cuenta el NDVI								
Año de calibración	N	a	b(TbV20)	c(TbV40)	d(TbH20)	e(TbH40)	f(NDVI)	R₂
2004	516	1.144		1.814		-0.795	0.642	0.888
2005	979	0.126		2.028		-1.302	1.810	0.869
2006	800	1.345		2.176		-1.162	0.870	0.875
2007	1,243	0.474		1.292		-0.392	1.162	0.788
Configuración Bi-angular 20-40 - VH - NDVI = 0								
Año de calibración	N	a	b(TbV20)	c(TbV40)	d(TbH20)	e(TbH40)	f(NDVI)	R₂
2004	516	-0.730	-6.456	3.356	5.850	-2.826		0.901
2005	979	1.323	0.687	0.447	1.510	-1.893		0.798
2006	800	0.423	-4.641	2.144	4.941	-1.888		0.883
2007	1,243	0.572	-0.829	0.925	2.348	-1.844		0.771
Configuración Bi-angular 20-40 - VH - Teniendo en cuenta el NDVI								
Año de calibración	N	a	b(TbV20)	c(TbV40)	d(TbH20)	e(TbH40)	f(NDVI)	R₂
2004	516	-0.538	-5.152	3.064	4.616	-2.396	0.382	0.909
2005	979	0.529	0.046	1.412	1.107	-1.797	1.432	0.899
2006	800	0.473	-4.076	2.624	3.771	-1.582	0.776	0.920
2007	1,243	0.319	-1.271	1.359	1.869	-1.235	0.806	0.811

NDVI fue incluido en la ecuación de regresión, apreciándose una mayor precisión en las estimaciones para la configuración mono-angular. Esto puede explicarse parcialmente debido a que el NDVI incluye información de la dinámica de la vegetación en la ecuación de regresión. En el proceso de estimación de humedad del suelo, el efecto de la vegetación se corrige mejor mediante observaciones bi-angulares y bi-polarizadas que por observaciones mono-angulares y bi-polarizadas (Wigner *et al.*, 1995). A partir de los resultados obtenidos, se

aprecia que la información sobre la dinámica de la vegetación por ejemplo a través del NDVI es más útil en la ecuación de regresión mono-angular que en la bi-angular.

Los resultados de la calibración muestran una gran diferencia en términos de R² en función de si el NDVI es considerado o no para la configuración mono-angular. El R² varió entre 0.861 para el año 2004 a 0.854 utilizando datos del año 2007. Los resultados de la calibración fueron ligeramente mejores para los años 2004 y 2006, pero una explicación de este fe-

Tabla 2. Valores del error cuadrático medio (RMSE) calculados a partir de la comparación entre los valores de humedad del suelo medidos y estimados para cada año de validación para las dos configuraciones (mono y bi-angular) en ambas polarizaciones (V y H). Se muestra la comparación del efecto del NDVI y cuando este es considerado igual a cero. En el cálculo de los valores de RMSE se excluye el año de calibración (dado en la primera columna). N representa el número de observaciones de fase utilizadas para la comparación

	N	40° VH				20 and 40° VH			
		NDVI		NDVI=0		NDVI		NDVI=0	
		Bias	RMSE	Bias	RMSE	Bias	RMSE	Bias	RMSE
2004	3022	0.042	0.064	0.045	0.075	-0.011	0.064	-0.032	0.091
2005	2559	-0.007	0.068	-0.020	0.052	-0.018	0.083	-0.041	0.096
2006	2738	-0.002	0.058	0.005	0.064	-0.007	0.062	-0.006	0.065
2007	2295	-0.001	0.053	0.006	0.057	0.023	0.054	0.050	0.078

nómeno resulta no trivial. Sin embargo, es posible establecer que el año 2005 fue un año seco y las precipitaciones sobre el sitio SMOSREX fueron inclusive menores que en el 2003, el año de una sequía severa en Europa.

Validación del método utilizando datos SMOSREX

La tabla 2 muestra los resultados de la validación utilizando datos in-situ, al igual que en el caso de la calibración (sección anterior), los mejores resultados se obtienen para la configuración mono-angular, siendo ésta más robusta cuando se utiliza en el modo de estimación en lugar de la calibración.

En la mayoría de los casos obtenidos en los resultados anteriores (excepto para la configuración mono-angular utilizando el año 2005 para calibración), el RMSE entre los valores observados y estimados de humedad del suelo es menor cuando el NDVI se incluye en la ecuación de regresión. Los valores mínimos de RMSE (0.051 y 0.053 m³/m³) se obtuvieron para la configuración mono-angular y los años de calibración 2005 y 2007, mientras que los valores máximos de RMSE (0.091 y 0.095 m³/m³) se obtuvieron para la configuración bi-angular y NDVI=0 en los años 2004 y 2005.

Las ilustraciones de los resultados obtenidos se muestran en la figura 3, en la que se representa la estimación de la humedad del suelo entre 2005 y 2007 utilizando el 2004 como un año de calibración. La humedad del suelo utilizan-

do el método combinado en configuración mono-angular se muestra en la figura 3a. A partir de estos resultados es posible establecer algunos periodos donde la humedad del suelo presenta un sesgo positivo en comparación con la humedad del suelo estimada (primavera y otoño). Los resultados mejoran cuando se utiliza el NDVI (RMSE = 0.064 m³/m³ versus 0.075 m³/m³) para estos dos periodos del año. Comparativamente, se obtuvo un sesgo menor en la estimación de la humedad del suelo utilizando el método combinado pero con la configuración bi-angular (figura 3b) e incluyendo el NDVI (sesgo = -0.015 m³/m³ y 0.041 m³/m³ respectivamente para la configuración bi y mono angular considerando el NDVI). De manera similar, la humedad del suelo tiende a ser sobreestimada para el periodo de invierno (estación húmeda). Además, grandes discrepancias entre la estimación y la medida de la humedad del suelo pueden observarse para este periodo, especialmente para el caso en el que no se considera el NDVI.

Discusión

El algoritmo presentado en este trabajo mejora la regresión semi-empírica propuesta por Wigneron *et al.* (2004) para estimar la humedad del suelo utilizando observaciones realizadas en la banda-L. En este estudio se evaluó además si la información de la dinámica de la vegetación a través del NDVI puede ser útil para corregir los efectos de la vegetación y me-

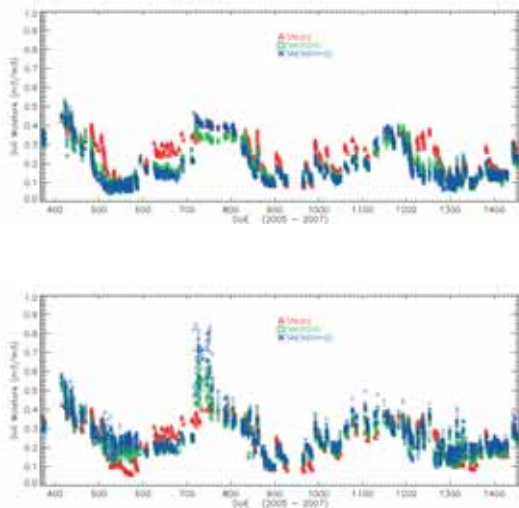


Figura 3. Estimación de la humedad del suelo (SM) para los años de validación 2005 a 2007 utilizando la configuración mono-angular (a) y bi-angular (b) sobre el sitio SMOSREX. Las medidas de SM están representadas en triángulos rojos, la SM estimada por el método propuesto en cuadrados verdes (considerando NDVI) y cruces azules no considerando NDVI.

jorar las estimaciones de la humedad de la superficie. Para los procesos de calibración y validación realizados en este trabajo, fue necesario tener un valor de humedad de superficie para ser considerado como una referencia. Sin embargo, la obtención de valores de humedad del suelo como referencia es difícil en muchos estudios. En el sitio SMOSREX, el valor de la humedad del suelo corresponde a la capa 0-5 cm, el cual es significativamente mayor que la humedad de la superficie estimada a partir de las medidas realizadas en banda-L (correspondientes al espesor de 0-3 cm) (Escorihuela *et al.*, 2010). Además, las estimaciones hacen referencia a medidas puntuales localizadas en un área que no es necesariamente el área observada por el radiómetro LEWIS, ya que este radiómetro realiza medidas en distintos ángulos de incidencia, y por tanto variando el área observada. Por lo tanto, los datos de humedad del suelo obtenidos a partir del radiómetro LEWIS y que fueron utilizados en la fase de calibración y validación de este estudio son sólo indicativos de la condiciones de la humedad del suelo que presenta el campo de hierba y no corresponde a una referencia de los valores de humedad del suelo. Este efecto puede explicar algunas discrepancias entre la humedad del

suelo medida y estimada. En muchos casos, el punto de medida de la humedad del suelo llevado a cabo por la sondas está fuera del área de medida de LEWIS y no necesariamente representa los efectos de inundación que puede ocasionar las fuertes lluvias o granizadas. A pesar de esto, el algoritmo propuesto muestra un buen funcionamiento en las estimaciones de la humedad del suelo en el sitio SMOSREX. No obstante, es importante considerar que los coeficientes de la regresión fueron calculados a través de una relación logarítmica. Esto es, que las estimaciones de la humedad del suelo pueden ser afectadas por otras incertezas cuando son convertidas a una escala lineal.

Conclusiones

El método semi-empírico propuesto que combina observaciones en el rango óptico y de microondas ha proporcionado resultados prometedores utilizando los datos SMOSREX sobre un campo de hierba, aunque los valores calculados de humedad del suelo tienen ciertas dificultades sobre esta vegetación debido a los efectos de la vegetación remanente, la heterogeneidad espacial, el tipo de estructura y la fracción de cobertura (Saleh *et al.*, 2006; Saleh *et al.*, 2006b; Saleh *et al.*, 2007). El NDVI fue utilizado en este trabajo como un estimador del espesor óptico de la vegetación, pero alternativamente otros índices como el LAI, el EVI o el Normalized Difference Water index (NDWI) podrían considerarse para evaluar las estimaciones de la humedad de la superficie.

Agradecimientos

Los autores agradecen a al Ministerio de Ciencia y Tecnología de España (TERMASAT, project ESP2005-07724-C05-04; EODIS, project AYA2008-0595-C04-01) y a la Unión Europea (CEOP-AEGIS, project FP7-ENV-2007-1 proposal No. 212921; WATCH, project 036946) por financiar este trabajo. Adicionalmente, agradecemos la financiación del CNES (Centre National d'Etudes Spatiales, France, TOSCA program) y la ESA (European Space Agency).

Referencias

- ALBERGEL, C., CALVET, J.-C., MAHFOUF, J.-F., RÜDIGER, C., BARBU, A. L., LAFONT, S., ROUJEAN, J.-L., WALKER, J. P., CRAPEAU, M., & WIGNERON, J.-P. 2010. «Monitoring of water and carbon fluxes using a land data assimilation system: a case study for southwestern France». *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 14, 1109-1124.
- BELJAARS, A., VITERBO, P., MILLER, M., & BETTS, A. 1996. «The anomalous rainfall over the United States during July 1993: sensitivity to land surface parameterization and soil moisture anomalies». *Monthly Weather Rev.*, vol. 124, 362-383.
- CALVET, J.-C., WIGNERON, J.-P., WALKER, J., KARBOU, F., CHANZY, A., & ALBERGEL, C. 2011. «Sensitivity of passive microwave observations to soil moisture and vegetation water content: from L-band to W-band». *IEEE-TGRS*, vol. 49(4), 1190-1199.
- CARLSON, T. 2007. «An overview of the «Triangle Method» for estimating surface evapotranspiration and soil moisture from satellite imagery». *Sensors*, 7, 1612-1629.
- DE ROSNAY, P., CALVET, J.-C., M KERR, Y., WIGNERON, J.-P., LEMAÎTRE, F., ESCORIHUELA, M. J., MUÑOZ-SABATER, J., SALEH, K., BARRIÉ, J., BOUHOURS, G., CORET, L., CHEREL, G., DEDIEU, G., DURBE, R., FRITZ, N. E. D., FROISSARD, F., HOEDJES, J., KRUSZEWSKI, A., LAVENU, F., SUQUA, S., & WALDTEUFEL, P. 2006. «SMOSREX: A long term field campaign experiment for soil moisture and land surface processes remote sensing». *Rem Sens. Env*, 102, 377-389.
- DE WIT, A. J., & VAN DIEPEN, A. J. 2007. «Crop model data assimilation with the ensemble Kalman filter for improving regional crop yield forecasts». *Agric. For. Meteorol.*, vol. 146, 38-56.
- DIERMEYER, P. A. 2000. «Using a global soil wetness dataset to improve seasonal climate simulation». *J. Climate*, 13, 2900-2922.
- ELTAHIR, E. A. B. 1998. «A soil moisture rainfall feedback mechanism I Theory and observations». *Water Resour. Res.* Vol. 34(4), 765-776.
- ENTEKHABI, D., NJOKU, E. G., O'NEILL, P., KELLOGG, K., CROW, W. T., EDELSTEIN, W. N., ENTIN, J. K., GOODMAN, S. D., JACKSON, T. J., JOHNSON, J., KIMBALL, J., PIEPMEIER, J. R., KOSTER, R. D., MARTIN, N., MCDONALD, K. C., MOGHADDAM, M., MORAN, S., REICHLER, R., SHI, J. C., SPENCER, M. W., THURMAN, S. W., TSANG, L., & VAN ZYL, J. 2009. «The Soil Moisture Active Passive (SMAP) mission». *Proceeding of the IEEE*, 98(5), 704-716.
- ESCORIHUELA, M. J., CHANZY, A., WIGNERON, J.-P., & KERR, Y. 2010. «Effective soil moisture sampling depth of L-band radiometry: A case study». *Rem Sens. Env*, Vol. 114(5-17), 995-1001.
- FENNESSY, M. J., & SHUKLA, J. 1999. «Impact of initial soil wetness on seasonal atmospheric prediction». *J. Climate*, 12, 3167-3180.
- GUERIF, M., & DUKE, C. I. 2000. «Adjustment procedures of a crop model to the site-specific characteristics of soil and crop using remote sensing data assimilation. *Agric. Ecosyst. Environ.*, vol. 81(1), 57-69.
- HUETE, A., & JUSTICE, C. 1999. «MODIS vegetation index (MOD13) algorithm theoretical basis document». Ver. 3.
- JACKSON, T. J., DAOYI, CH., COSH, M., LI, F., ANDERSON, M., WALTHALL, CH., DORIASWAMY, P., & HUNT, E. R. 2004. «Vegetation water content mapping using Landsat data derived normalized difference water index for corn and soybeans». *Rem Sens. Env*. Vol. 92, 475-482.
- JACKSON, T. J., LE VINE, D. M., SWIFT, C. T., SCHMUGGE, T., & SCHIEBE, F. R. 1995. «Large area mapping of soil moisture using the ESTAR passive microwave radiometer in Washita92». *Rem. Sens. Environ*, 53, 27-37.
- JONES, M., JONES, L., KIMBALL, J., & MCDONALD, K. «Satellite passive microwave remote sensing for monitoring global land surface phenology». *Rem Sens. Env*, vol. 115, 1102-1114.
- KERR, Y. 2010. «SMOS level 2 Processor for Soil Moisture, Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD),» 133 pp.
- KERR, Y., WALDTEUFEL, P., WIGNERON, J.-P., MARTINUZZI, J.-M., FONT, J., & BERGER, M. 2001. «Soil moisture retrieval from space: The soil moisture and ocean salinity (SMOS) mission». *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 39(8), 1729-1735.
- LEESE, J., JACKSON, T., PITMAN, A., & DIRMEYER, P. 2001. «GEWEX/BAHC International workshop on soil moisture monitoring analysis and prediction for hydrometeorological and hydroclimatological applications». *Bull. Amr. Meto. Soc.*, vol. 82, 1423-1430.
- LEMAÎTRE, F., POUSSIÈRE, J. C., KERR, Y., DEJUS, M., DURBE, R., DE ROSNAY, P., & CALVET, J.-C. 2004. «Design and test of the ground based L-band radiometer for Estimating Water in Soils (LEWIS),» *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 42(8), 1666-1676.
- MALLICK, K., BHATTACHARYA, B. K., & PATEL, NK. 2009. «Estimating volumetric surface moisture content for cropped soils using a soil wetness index based on surface temperature and NDVI». *Agric. For. Meteorol.*, vol. 149 (8), 1327-1342.
- NOILHAN, J., & CALVET, J.-C. 1995. «Mesoscale land-atmosphere models and data needs». In:

- «Proc. Passive Microw. Remote Sens. Land-Atmosphere Interactions», ESA/NASA Int. Workshop, B. J. Choudhury, Y. Kerr, E. Njoku, and P. Pampaloni, Eds., St. Lary, France, pp. 17-54.
- PELLARIN, T., WIGNERON, J.-P., CALVET, J. C., BERGER, M., DOUVILLE, H., FERRAZZOLI, P., KERR, Y., LÓPEZ-BAEZA, E., PAULLIAINEN, J., SIMMONDS, L., & WALDTEUFEL, P. 2003. «Two-Year Global Simulation of L-Band Brightness Temperatures Over Land». *IEEE Trans. Geos. Rem. Sens.* 2003, 41 (9), 2135-2139.
- SALEH, K., WIGNERON, J.-P., WALDTEUFEL, P., DE ROSNAY, P., SCHWANK, M., CALVET, J.-C., & KERR, Y. 2007. «Estimates of surface soil moisture under grass covers using L-band radiometry» *Rem Sens. Env.*, vol. 109, 42-53.
- SALEH, K., WIGNERON, J.-P., DE ROSNAY, P., CALVET, J.-C., ESCORIHUELA, M. J., KERR, Y., & WALDTEUFEL, P. 2006b. «Impact of rain interception by vegetation and mulch on the L-band emission of natural grass». *Rem Sens. Env.*, vol. 101, 127-139.
- SALEH, K., WIGNERON, J.-P., DE ROSNAY, P., CALVET, J.-C., & KERR, Y. 2006a. «Semi-empirical regressions at L-band applied to surface soil moisture retrievals over grass». *Rem Sens. Env.*, vol. 101, 415-426.
- SCHMUGGE, T., & JACKSON, T. J. 1994. «Mapping soil moisture with microwave radiometers». *Meteorol. Atmos. Phys.*, vol. 54, 213-233.
- ULABY, F., MOORE, R., & FUNG, A. 1986. «Microwave remote sensing-Active and passive». Norwood, MA: Artech House, vol. III.
- WETZEL, P. J., & CHANG, J. T. 1988. «Evaporation from non-uniform surface: a first approach for short-term numerical weather prediction». *Monthly Weather Rev.*, vo. 116, 600-621.
- WIGNERON, J.-P., CALVET, J.-C., DE ROSNAY, P., KERR, Y., WALDTEUFEL, P., SALEH, K., ESCORIHUELA M. J., & KRUSZEWSKI, A. 2004. «Soil moisture retrievals from biangular L-Band passive microwave observations». *IEEE Geosc. Rem. Sens.*, 1(4), 277-281.
- WIGNERON, J.-P., CALVET, J.-C., PELLARIN, T., VAN DE GRIEND, A., BERGER, M., & FERRAZZOLI, P. 2003. «Retrieving near-surface soil moisture from microwave radiometric observations: current status and future plans». *Remote Sensing of Environment*, 85, 489-506.
- WIGNERON, J.-P., CHANZY, A., CALVET J.-C., & BRUGUIER, N. 1995. «A simple algorithm to retrieve soil moisture and vegetation biomass using passive microwave measurements over crop fields». *Remote Sens. Environ.* Vol. 51, 331-341.
- WILSON, M. F., HENDERSON-SELLERS, A., DICKINSON, R., & KENNEDY, P. J. 1987. «Sensitivity of the Biosphere-Atmosphere Transfer Scheme (BATS) to inclusion of variable soil characteristics». *J. Climat Appl. Meteorol.*, 60, 341-362.
- WIGNERON, J.-P., KERR, Y., WALDTEUFEL, P., SALEH, K., ESCORIHUELA, M. J., RICHAUME, P., FERRAZZOLI, P., DE ROSNAY, P., GURNEY, R., CALVET, J.-C., GRANT, J. P., GUGLIEMETTI, M., HORNBUCKLE, B., MÄTZLER, C., PELLARIN, T., & SCHWANK, M. 2007. «L-band Microwave Emission of the Biosphere (L-MEB) Model: Description and calibration against experimental data sets over crop fields». *Remote Sensing of Environment*, 107, 639-655.
- WIGNERON, J.-P., PARDÉ, M., WALDTEUFEL, P., CHANZY, A., KERR, Y., SCHMIDL, A., & SKOU, N. 2004. «Characterizing the dependence of vegetation parameters on crop type, view angle and polarization at L-band». *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, vol. 42, 416-425.
- WIGNERON, J.-P., WALDTEUFEL P., CHANZY A., CALVET J.-C., & KERR Y., 2000. «Two-D microwave interferometer retrieval capabilities of over land surface (SMOS Mission)», *Remote Sens. Environ.*, 73: 270-282.
- WOOD, E. F., LIN, S., TROCH, P. A., MANCINI, M., & JACKSON, T. J. 1995. «Soil moisture estimation: Comparisons between hydrologic model estimates and remotely sensed estimates». In: Proc. Passive Microw. Remote Sens. Land-Atmosphere Interactions, ESA/NASA Int. Workshop, B. J. Choudhury, Y. Kerr, E. Njoku, and P. Pampaloni, Eds., St. Lary, France, pp. 17-54.

Desarrollo de una metodología para la caracterización de praderas de fanerógamas marinas en el litoral andaluz mediante técnicas de teledetección con sensores hiperespectrales

E. Méndez¹, A. Cabello¹, J. E. Frieyro¹, A. Hayas¹, L. Granado¹,
G. Montoya¹, I. Pino¹ y J. A. Domínguez²

¹ Agencia de Medio Ambiente y Agua. Junta de Andalucía. Dpto. de Comunicación y Sistemas de Información y Unidad de I+D+i, C/ Johan Gutenberg, 1, 41092 Sevilla

² Centro de Estudios Hidrográficos (CEH-CEDEX). Paseo Bajo Virgen del Puerto, 3. 28005 Madrid

Resumen

La teledetección se considera una técnica no invasiva para la delimitación y caracterización de las fanerógamas marinas. La evaluación del empleo de imágenes y su análisis es el inicio de una nueva línea de investigación que permitirá conocer los procedimientos más adecuados para realizar el seguimiento del ecosistema marino del litoral mediterráneo andaluz.

La caracterización biofísica y ambiental de la zona de estudio, el Parque Natural Marítimo Terrestre de Cabo de Gata-Níjar, se realizó durante diferentes campañas de campo entre 2007 y 2009, en las cuales se midieron las propiedades aparentes del agua (reflectancia y atenuación difusa), la respuesta espectral de los diferentes tipos de fanerógamas marinas (*Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*) y los tipos de sustrato. A partir de estos datos se seleccionaron los sensores más adecuados para el estudio, tanto en plataforma aérea como espacial, considerando sus resoluciones espectral y espacial (sensores CASI y CHRIS-Proba).

Como resultado de esta investigación se obtuvo una cartografía de los fondos marinos de la zona de estudio y una metodología detallada para su elaboración, ampliable al contexto mediterráneo costero.

Palabras clave: hiperespectral, irradiancia, modelos de transferencia radiativa, fanerógamas marinas, reflectancia del fondo, cartografía, árbol de decisión.

Abstract

Development of a methodology for the characterization of seagrass on the andalusian coast using remote sensing techniques with hyperspectral sensors

Remote sensing is considered a non-invasive technique to identify and characterize seagrass. The evaluation of the use of images and their analysis is the beginning of a new line of research to know the best way for mapping the marine ecosystem of the Mediterranean coast of Andalusia.

The biophysical and environmental characterization of the studied area, the Maritime Terrestrial Natural Park of Cabo de Gata-Níjar was conducted during different field campaigns between 2007 and 2009, with the objective of measuring the apparent water properties (reflection and diffuse attenuation), the spectral response of the different types of seagrass (*Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa*) and bottom substrate types. From these data, we selected the most appropriate airborne and spaceborne sensors for the study and its spectral and spatial resolution (CASI and CHRIS-Proba sensors).

As a result of this research, maps of the seabed were obtained in the study area as well as a detailed methodology for the characterization of seagrass, extendable to the Mediterranean coast.

* Autor para la correspondencia: emendez@agenciamedioambienteyagua.es

Recibido: 18-08-11; Aceptado: 17-11-11.

Key words: hyperspectral, irradiance, radiative transfer models, seagrass, bottom reflectance, mapping, decision tree.

Introducción

Las fanerógamas marinas son plantas subacuáticas que no pueden considerarse algas sino plantas evolucionadas de origen terrestre. Las praderas que forman constituyen uno de los más extensos ecosistemas litorales en Andalucía y especialmente en Cabo de Gata. Desempeñan un importante papel ecológico en el litoral Mediterráneo debido principalmente a: (i) su función como sumideros de carbono y zonas productoras de oxígeno, (ii) tienen un importante papel en la protección de playas en época de temporales y, (iii) configuran un importante ecosistema marino. Sin embargo, estas praderas están en regresión, en gran medida por el incremento de la presión antrópica sobre el litoral, lo que comporta una pérdida de biodiversidad y un deterioro generalizado de la calidad del agua. Además, las praderas de fanerógamas marinas son un buen indicador del estado ecológico, como recoge la Directiva Marco del Agua (2000/60/EC).

La utilización de sensores pasivos para estudiar el fondo acuático marino del litoral mediterráneo andaluz requiere tener en cuenta no sólo las ventanas espectrales, sino también el comportamiento de la energía electromagnética en el agua. El modelo de transferencia radiativa más generalizado que explica el comportamiento de la energía electromagnética dentro del agua es el de Maritorena (Maritorena *et al.*, 1994), fundamentado en el control de los valores de reflectancia en aguas someras en función de la profundidad, la respuesta del fondo a una determinada profundidad y el albedo (Ecuación 1).

$$R(0^-, \lambda) = R_{\infty}(0^-, \lambda) + [(R_b(0^-, \lambda) - R_{\infty}(0^-, \lambda)) \exp[-2K_d(\lambda)Z]] \quad [1]$$

donde, R_b es la reflectancia del fondo (bottom), R_{∞} es la reflectancia de la columna de agua medida sobre un océano de profundidad «infinita», K_d es el coeficiente de atenuación difusa, Z es la profundidad y R es la reflectancia de la superficie del agua.

La relación entre la reflectancia justamente fuera, $R(0^+)$, y dentro, $R(0^-)$, del agua se considera constante (Austin, 1980; Kirk, 1994; Kutser *et al.*, 2006):

$$R(0^+) / R(0^-) = 0.544 \quad [2]$$

El conocimiento del comportamiento espectral de la energía electromagnética en el agua mediterránea y su interacción con el fondo marino permitirá conseguir el objetivo del presente estudio: la caracterización y delimitación de las praderas de fanerógamas marinas en el litoral mediterráneo andaluz en la zona piloto del ámbito del Parque Natural Marítimo Terrestre de Cabo de Gata-Níjar, así como la discriminación de diferentes especies dentro de la pradera mediante sensores de diferentes resoluciones espacial, espectral y temporal. La metodología desarrollada permite elaborar cartografías detalladas y precisas de forma semiautomática.

Material y método

La metodología de esta investigación contiene cinco etapas bien diferenciadas (Dominguez *et al.*, 2009): planificación, campaña de campo, adquisición de las imágenes, tratamiento y análisis de los datos, y generación y valoración de cartografía temática.

Área de estudio

El Parque Natural Marítimo Terrestre de Cabo de Gata-Níjar, situado en la provincia de Almería en el sureste peninsular español, presenta características idóneas para seleccionar este paraje como zona piloto, considerando además que en sus fondos marinos se encuentran las praderas más occidentales de *Posidonia oceanica* del Mediterráneo, que colonizan los fondos arenosos o detríticos o incluso substratos rocosos, especialmente en zonas someras y en zonas abiertas sometidas a un hidrodinamismo

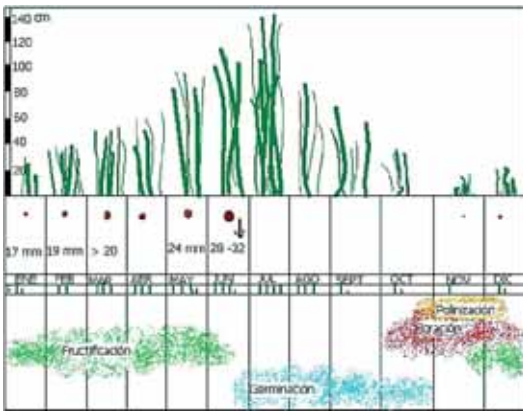


Figura 1. Representación esquemática de la fenología reproductiva de *Posidonia oceanica*. Se representa con (↓) el desprendimiento de la semilla al sustrato y (s) señala la superficie por haz en cm²/haz. Cada barra tiene un valor de 100. (Sánchez Lizaso, 1993).

intenso. Las praderas más extensas se localizan en la costa norte y central, entre Agua Amarga y San José, siendo más escasas y reducidas en el resto, extendiéndose hasta los -30 m. Junto a ellas pueden encontrarse algas rojas filamentosas o laminares que se adhieren a los rizomas de la *Posidonia oceanica*, las cuales están adaptadas a la escasa iluminación existente bajo la densa cobertura de las hojas de *Posidonia*.

Otra especie de fanerógama presente en la zona es *Cymodocea nodosa*, asentada principalmente en fondos de arena fina algo fangosa desde los -2 m hasta los 10 m de profundidad, pudiéndose extender incluso hasta los -30 m. Se trata de una planta típicamente pionera y colonizadora, que puede encontrarse formando praderas mixtas con otras fanerógamas o con el alga verde *Caulerpa prolifera* (no siendo el caso en esta zona).

A la hora de plantear el estudio llevado a cabo, fue fundamental conocer el ciclo fenológico de las fanerógamas marinas, dado que esto condiciona las fechas en las que capturar las imágenes, lo que a su vez condiciona la orientación y programación de los vuelos y los trabajos de campo asociados. Las plantas de *Posidonia oceanica* poseen un característico ciclo vital con una clara diferencia estacional. Las hojas nacen y se desprenden a lo largo de todo el ciclo anual, aunque la intensidad con la que estos dos procesos se desarrollan presenta un cierto ritmo estacional (figura 1). Por su parte, la estacionalidad de la *Cymodocea nodosa*



Figura 2. Delimitación de la zona de estudio.

es similar a la de la *Posidonia*; presenta sus valores máximos de desarrollo en los meses de julio y agosto y una disminución en otoño hasta los valores mínimos en febrero.

El área de estudio seleccionada se localiza en el término municipal de Níjar (Almería) en el sector costero que se orienta en dirección SW-NE entre las pequeñas localidades de Las Negras y Agua Amarga.

En esta zona, la *Posidonia oceanica* se distribuye fundamentalmente formando praderas densas y homogéneas, en ocasiones asociada con rodales de *Cymodocea nodosa*, no habiéndose encontrado durante los muestreos otras especies de fanerógamas marinas ni algas verdes, cuyas características espectrales pudieran producir confusión para identificar las respectivas especies.

Campañas de campo y adquisición de las imágenes

La ausencia de documentación espectral sobre la zona de estudio planteó la necesidad de

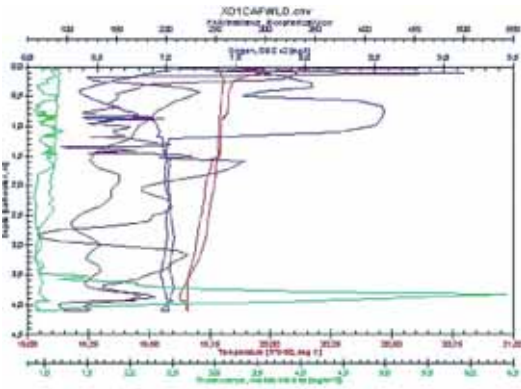


Figura 3. Perfil en profundidad de diversos parámetros (PAR/Irradiancia, oxígeno, temperatura y fluorescencia) en uno de los puntos de muestreados.

generarla, para lo que se planificaron varias campañas de campo entre 2007 y 2009 donde se desarrollaron los protocolos de adquisición de las siguientes medidas:

1. Medidas radiométricas del agua. La adquisición espectral desde fuera del agua se realizó siguiendo los protocolos oceanográficos de la NASA y desde dentro del agua mediante la inmersión de fibras ópticas con cosenos receptores para medir la irradiancia ascendente y descendente a diferentes profundidades. Las medidas se realizaron a tres profundidades: superficial (0.5 m), media ($z/2$ m) y fondo (z -

0.5 m), donde z es la profundidad máxima en el punto de muestreo. Se utilizaron espectrorradiómetros Ocean Optics USB 4000.

2. Caracterización espectral del fondo. Se requirió del montaje de un laboratorio portátil en la cabina del barco, donde se realizaron medidas de reflectancia y transmitancia en la vegetación bentónica y medidas de reflectancia en diferentes tipos de sustrato sin vegetación, con un espectrorradiómetro ASD-FR (350-2.500 nm) y un High Intensity Contact Probe. Las muestras se obtuvieron mediante dragado.

3. Medidas de reflectancia de vegetación y suelos desnudos de zonas emergidas mediante radiómetro ASD-FR, utilizando un blanco de referencia del 99%.

4. Caracterización biofísica de la columna de agua. Utilizando una sonda multiparamétrica (CTD SBE 19PLUS) se obtuvieron los perfiles verticales de conductividad, temperatura y profundidad (figura 3) tomando muestras de forma continua (4 datos por segundo). Adicionalmente, este equipo incluía los sensores de oxígeno disuelto, pH, fluorómetro y PAR/Irradiancia. Se midió sistemáticamente la transparencia mediante disco de Secchi.

Los puntos de muestreo se eligieron en base a las variables (tabla 1): profundidad, tipo de bentos y cobertura de la pradera (estableci-

Tabla 1. Matriz de variables cubiertas en la selección de los puntos de muestreo

Cobertura pos. (%)	Tipo de sustrato								
	Arena				Roca				
	Profundidad (m)				Profundidad (m)				
	0-5	5-10	10-20	20-30	0-5	5-10	10-20	20-30	
Cymodocea		×	×	×	×				
		×	×	×	—	—	—	—	—
Posidonia	0-25	×	×	×	×	×	—	—	—
	25-50	—	—	×	×	—	—	—	—
	50-75		×	×	×	—	—	—	—
	75-100	×	×	×	×	×	×	—	—
	100		×	×	×	—	—	—	—
Pradera mixta	0-25	×	×	×	×	—	—	—	—
	25-50	—	×	×	—	—	—	—	—
	50-75	—	—	—	—	—	—	—	—
	75-100	—	—	×	—	—	—	—	—



Figura 4. Algunos transectos de buceo realizados divididos en función de la presencia de fanerógamas.

da mediante estimación visual). Se midieron en total 195 puntos, localizados en áreas lo suficientemente amplias de pradera, suelos, rocas, para garantizar la recogida de firmas espectrales puras y de fácil identificación en las imágenes.

Paralelamente a los trabajos de radiometría y como fuente adicional de información para la validación de resultados se realizaron observaciones del fondo marino mediante transectos de buceo (figura 4).

La adquisición de las imágenes se planificó coincidente con las campañas de radiometría para poder disponer de datos verdad-terreno no sólo para el control de calidad de la corrección atmosférica de las imágenes, sino también para el análisis de las mismas, clasificación y posterior validación. Se utilizaron dos sensores de distintas resoluciones espectrales y espaciales (tabla 2): el sensor CHRIS (Compact

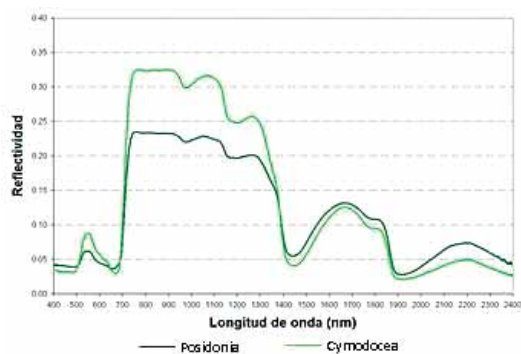


Figura 5. Comparación de los espectros de reflectancia de *Cymodocea nodosa* y *Posidonia oceanica*.

High Resolution Imaging Spectrometer), a bordo del satélite de demostración tecnológica PROBA de la ESA, y el sensor aerotransportado CASI 550 (Compact Airborne Spectral Imager).

Tratamiento y análisis de los datos

Las medidas de reflectancia realizadas en el laboratorio portátil en el barco permitieron caracterizar espectralmente la *Posidonia oceanica* y la *Cymodocea nodosa* (Figura 5).

Las medidas de irradiancia a diferentes profundidades proporcionaron los valores del coeficiente de atenuación difusa descendente K_d (Jerlov, 1976; Mueller *et al.*, 2000; Mobley, 1999).

$$K_d = 1 / (z_2 - z_1) \cdot \ln(E_d(z_2) / E_d(z_1)) \quad [3]$$

donde, E_d es la irradiancia solar descendente y z_n es la profundidad a la que se toman las distintas medidas.

La imagen CHRIS se corrigió radiométricamente (Noise removal) empleando un software libre desarrollado por la ESA llamado BEAM VISAT. Posteriormente, se realizó su corrección atmosférica empleando SCAPE-C

Tabla 2. Características de los sensores utilizados en el estudio

Sensor	Modo	Rango espectral (Nm)	Nº bandas	Resolución espacial (M)	Fecha de adquisición
CHRIS	2-Agua	405-1035	18	17	28-jul-08
CASI	Espectral	407-957	75	4	24-jul-08
CASI	Espacial	424-828	25	2	24-jul-08

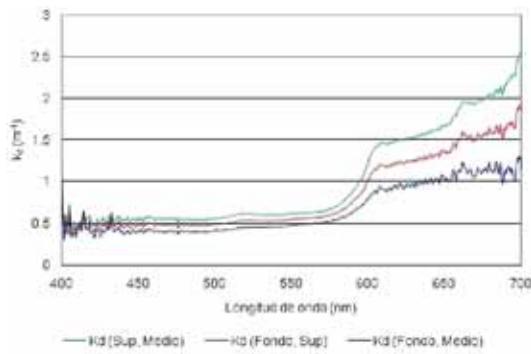


Figura 6. Coeficiente de atenuación difusa K_d entre 400 y 700 nm.

(Guanter *et al.*, 2006). Fue georreferenciada tomando puntos de control identificados en la imagen de los que se conocían sus coordenadas terreno en el sistema de referencia ED-50, UTM huso 30. En sucesivas correcciones fueron introduciéndose puntos en la zona de agua, con especial cuidado de no perder control sobre las deformaciones de la imagen (tabla 3).

Las imágenes CASI fueron proporcionadas georreferenciadas (tabla 3) con la calibración a radiancias y corregidas atmosféricamente con el código de transferencia radiativa 6S (Verote *et al.*, 1997). Posteriormente, se realizó un ajuste empírico que permitiera adaptar la imagen a las condiciones atmosféricas reales del día de la adquisición, tomando como referencia los datos obtenidos de la campaña de campo (figura 7).

Una vez corregidas las imágenes, se procedió a la identificación de las masas de agua y a la generación de máscaras de tierra. A las imágenes de agua de CASI se les aplicó una transformación MNF para minimizar el ruido

Tabla 3. Error medio cuadrático planimétrico obtenido en la georreferenciación de las imágenes

	RMSXY (píxel)
CASI (modo espectral)	1.12
CASI (modo espacial)	0.8
CHRIS	1.3

de la imagen, tomando como base el análisis de las estadísticas propias de los datos para determinar qué bandas estaban dominadas por el ruido, sin una coherencia espectral y cuáles tenían ruido nulo o bajo, a partir de las que calcular una nueva imagen mejorada.

Las imágenes del modo espacial de CASI presentaban el efecto de reflejo especular del agua conocido como «sunglint», el cual fue reducido utilizando el método de corrección presentado por Kutser (Kutser *et al.*, 2009).

Para la obtención de las imágenes de reflectancia de fondo se llevó a cabo la corrección de la columna de agua mediante la aplicación del modelo de transferencia radiativa de Maritorena (Maritorena *et al.*, 1994). Como resultado se produjo sobreestimación en la reflectancia del fondo entre el 20-26% según el tipo de cubierta. Mediante la aplicación de una derivación de la Ley de Beer o Ley de Lambert-Beer (Dierssen *et al.*, 2003) el resultado mejoró, pero sólo para profundidades inferiores a 10 m, lo que llevó a ajustar el proceso a partir de relaciones empíricas entre datos de campo e imágenes, que consiguieron mejorar los resultados y permitieron discriminar además distintos aspectos de las fanerógamas en las zonas con vegetación. Los puntos utiliza-

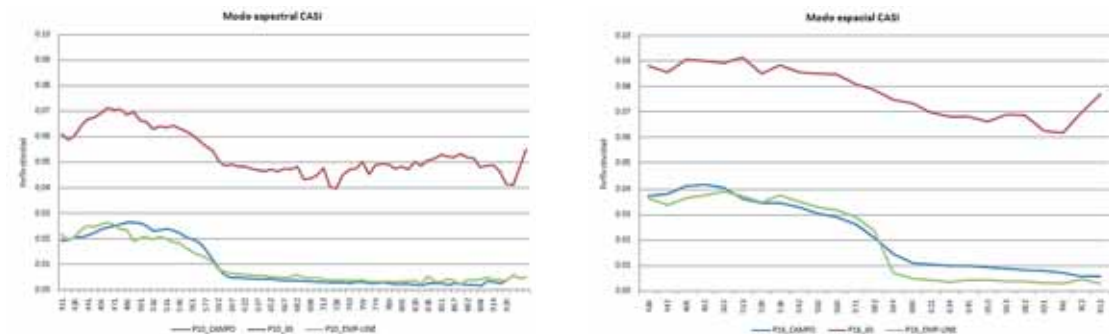


Figura 7. Espectro de campo (azul). Corrección atmosférica 6S en el mismo punto (rojo). Mejora empírica de la corrección atmosférica del modelo 6S (verde) en las imágenes CASI.

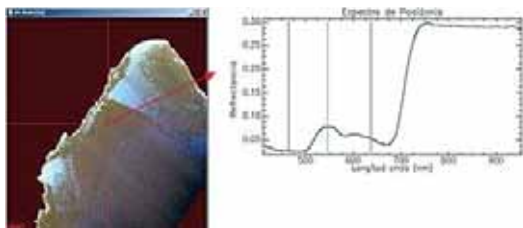


Figura 8. Imagen CASI y firma espectral resultante de la corrección de la columna de agua.

dos representaban los principales tipos de fondo presentes en la zona, obteniendo una ecuación lineal que relacionaba los espectros de laboratorio y de imagen para cada una de las bandas de la imagen. En la figura 8 se observa la firma espectral obtenida de una imagen de reflectancia del fondo.

El análisis de las imágenes se realizó mediante el cálculo de cocientes e índices espectrales normalizados, partiendo del estudio minucioso de las firmas espectrales de las dos especies de fanerógamas para encontrar sus máximos y mínimos, y así escoger adecuadamente las bandas a utilizar; se calculó inicialmente un cociente normalizado entre los espectros correspondientes a hojas sanas de ambas especies (figura 9) para observar a qué longitudes de onda era mayor el contraste entre ellas. Fueron los índices que relacionaban bandas del verde y azul o bandas del rojo y azul (tabla 4) los que dieron mayor información relevante.

Posteriormente, se llevaron a cabo dos tipos de clasificaciones supervisadas con las que se obtuvieron los mejores resultados en la locali-

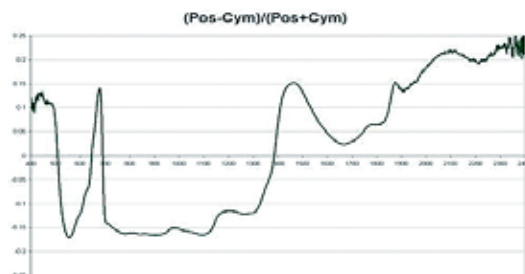


Figura 9. Índice normalizado de fanerógamas. En la gráfica pueden observarse puntos de contraste, por

zación de áreas específicas de fanerógamas marinas.

Por un lado, se utilizó el clasificador «Spectral Angle Mapper» (SAM), teniendo en cuenta sólo ciertas longitudes de onda de las imágenes, en concreto aquellas en las que se encontraron diferencias significativas entre los distintos tipos de fondo basadas en el análisis anterior, y a partir de los espectros puros (endmembers) obtenidos en las campañas de campo. Los endmembers utilizados pertenecían a los sustratos *Cymodocea nodosa*, *Posidonia oceanica* y arenas de diferente granulometría recogidos en zonas suficientemente amplias para garantizar la recogida de firmas puras.

Por otro lado, el conocimiento espectral de la zona derivado del cálculo de los índices espectrales y cocientes entre bandas, permitió generar una clasificación mediante árboles de decisión (Breiman *et al.*, 1984), siendo las bandas que englobaban las longitudes de onda aproximadas a 555, 580 y 606 nm las que mayor in-

Tabla 4. Índices espectrales y cocientes entre bandas (band ratios) calculados y utilizados en las posteriores clasificaciones mediante árboles de decisión

	Índices IR-R	Índices IR-R	Índices IR-R	Índices IR-R	Índices IR-R	Band ratios
Vuelo Casi 2X2 M			605-491	550-491		429/491 491/502 491/512
Vuelo Casi 4X4 M		758-553 758-576 758-584	606-493 629-493 682-441	553-493	584-606	493/509 493/516 584/553 584/606
Chris-Proba	755-680					490/510

Tabla 5. Matriz de confusión generada para controlar la precisión en la clasificación de la imagen CHRIS a partir del clasificador SAM

		Verdad terreno (píxeles)			
		<i>Posidonia oceanica</i>	<i>Cymodocea nodosa</i>	No vegetación	Total
Píxeles imagen clasificada	<i>Posidonia oceanica</i>	36	2	4	42
	<i>Cymodocea nodosa</i>	4	6	0	10
	No vegetación	0	2	10	12
	No clasificado	0	0	0	0
	Total	40	10	14	64

formación aportaron para la discriminación de las dos especies de fanerógamas.

Tras un proceso de post clasificación, se construyeron matrices de confusión con datos verdad-terreno para evaluar el resultado obtenido mediante las diversas técnicas empleadas. Para ello, se utilizaron aquellos espectros que no habían intervenido en ningún momento en las clasificaciones, enfrentando los resultados de las clasificaciones y la verdad-terreno (tabla 5).

Resultados y discusión

Un ejemplo de los resultados obtenidos de las clasificaciones puede verse en la figura 10, en la que se presenta la imagen correspondiente a una pasada del vuelo en modo espectral de CASI clasificada por los dos métodos. Aunque con ambos clasificadores se ha llegado a mayor nivel de detalle obteniendo más clases, por

ejemplo, discriminando distintos tipos de fondos sin vegetación o zonas de mezclas, éste no ha sido objetivo prioritario en el proyecto, no habiéndose realizado muestreos específicos y detallados con los que validar estos resultados.

El análisis de las matrices de confusión llevó a la conclusión de que la exactitud de las clasificaciones globales estuvo por encima del 75% en todas las imágenes clasificadas, presentando un coeficiente Kappa superior a 0,65 (tabla 6).

La validación de los resultados mediante estas matrices y las observaciones directas realizadas en campo, junto con los datos obtenidos de los trabajos de buceo y las grabaciones de video puntuales realizadas, ha llevado a la conclusión de que ambos clasificadores son válidos para cartografiar las praderas de fanerógamas marinas en el área estudiada con los sensores utilizados, si bien en algunas zonas es posible que se haya producido sobreestimación del clasificador al asignar valores de *Cymodo-*

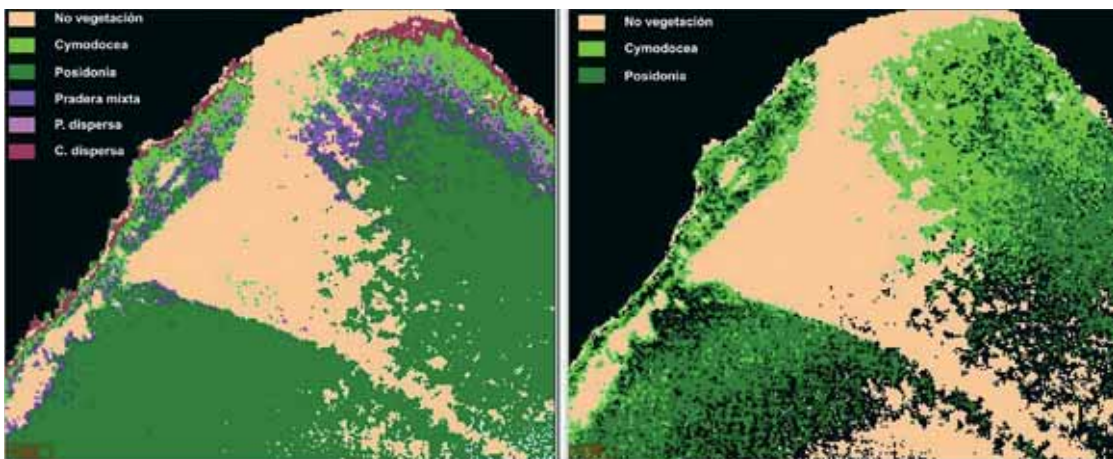
**Figura 10.** Porción de imagen correspondiente al modo espectral de CASI clasificada mediante árbol de decisión (derecha) y mediante SAM (izquierda).

Tabla 6. Resultados obtenidos en las clasificaciones finales derivados de las matrices de confusión para los tres tipos de imágenes utilizadas

	Chis Proba modo agua (17×17 m)	CASI modo espacial (2×2 m)	CASI modo espectral (4×4 m)
Kappa	0.64	0.69	0.67
Precisión total (%)	81.25	80.15	77.77

cea nodosa. Esto es debido en gran parte a que esta fanerógama presenta una estructura de césped más o menos disperso que deja ver el fondo, el clasificador debe estimar un umbral a partir del cual el espectro del píxel a clasificar es considerado fondo, o en cambio, es considerado *Cymodocea* porque mantenga algún rasgo más o menos intenso en las bandas más características de ésta. Los espectros de *Cymodocea* presentan siempre rasgos del fondo (arenas o rocas), por lo que ha sido necesario tratarlos con sumo cuidado para minimizar errores en la clasificación. Hay que añadir que a lo largo de toda la zona existe un pasillo de transición entre tierra y mar clasificado como «Indeterminado», debido a que se trata de una zona intermareal con un escaso rango de mareas, formada por una mezcla de rocas, cantos, arena, grava y vegetación de difícil acceso, especialmente en la costa acantilada, que ocupa la mayor parte de nuestra zona de estudio. La proximidad del acantilado ha influido alterando los valores normales del fondo.

Teniendo en cuenta lo anterior y valorando las dificultades encontradas durante la fase de corrección de imágenes y análisis de los datos, se puede decir que los resultados más fiables se han obtenido de la clasificación del vuelo en modo espectral de CASI. No obstante, la mejor resolución del vuelo CASI en modo espacial, independientemente de los resultados de la clasificación, hace que se aprecie mejor la estructura interna de la pradera, pudiendo utilizarse no tanto para la caracterización de la pradera sino para su evolución. Por otro lado, los resultados obtenidos con la imagen CHRIS pueden tener interés cuando se trate de hacer un seguimiento de las praderas a nivel global y como punto de partida para estudios posteriores.

En resumen, la metodología presentada ha permitido obtener una cartografía a diferentes escalas del fondo marino del litoral mediterráneo andaluz, no conseguida por técnicas convencionales.

En la figura 11 puede observarse una de las cartografías obtenidas, en la que se aprecia la

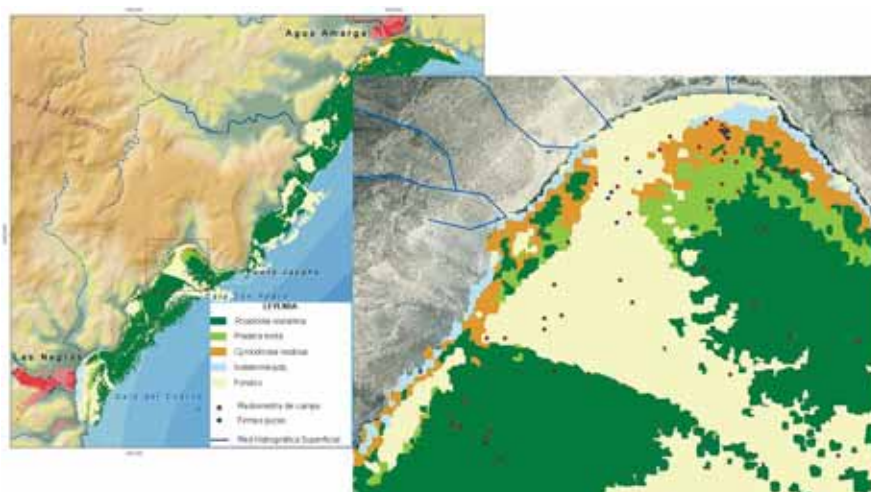


Figura 11. Cartografía derivada de la imagen CASI (resolución: 4 m). La imagen ampliada corresponde a la Cala de San Pedro, la zona de mayor diversidad encontrada en el área estudiada.

delimitación e identificación de las dos especies presentes, diferenciándose claramente del suelo desnudo que configura el fondo, siendo esto posible en los dos tipos de imágenes utilizadas, tanto CASI, a dos resoluciones diferentes, como CHRIS. Además se ha caracterizado espectralmente el fondo marino de la zona de estudio, con lo que se ha generado una librería espectral específica.

La comparación entre imágenes de alta resolución espacial del sensor CASI con la media resolución del sensor CHRIS, así como la posibilidad de analizar la multiangularidad de este sensor, presenta una extensa gama de posibilidades de estudio mediante teledetección.

La teledetección aerotransportada y espacial se presenta pues como alternativa no invasiva para la elaboración de cartografías de fanerógamas y sustratos marinos en aguas claras y a diferentes escalas.

Agradecimientos

Queremos expresar nuestro más sincero agradecimiento a todas las personas que en mayor o menor medida han colaborado en el proyecto y en buena medida lo han hecho posible: Alicia Palacios Orueta, Antonio Campos Ramirez, Beatriz Cuesta Barco, David Ciudad Delgado, Diego Moreno Lampreave, Emilio García Adiego, Francisco Fernández Baños, Imanol Echave Calvo, Jesús Rodríguez Santaella, Juan de Dios Rico Ferrer, Juan Navarro Casas, Luis Manuel Canedo Huescar, Luis Guanter Palomar, Manuel Juan Cazorla, María Isabel García Olid, Mónica Santos Lleó, Peter Fletcher, Raquel Madero Fernández, Sonia Sánchez Palomares. Y a la ESA por los datos cedidos del sensor CHRIS-Proba.

Referencias

- AUSTIN, R. W. 1980. Gulf of Mexico, Ocean-Color Surface-Truth Measurements. *Layer Meteorology*, 1980, Published in Boundary, Vol. 18, 269-285.
- BREIMAN, L., FREIDMAN, J. H., OLSHEN, R. A. & STONE, C. J. 1984. *Classification and Regression Trees*, Belmont, California, Wadsworth International Group, 358 pages.
- DIERSSEN, H. M., ZIMMERMAN, R. C., LEATHERS, R. A., VALERIE DOWNES, T. & DAVIS, C. O. 2003. Ocean color remote sensing of seagrass and bathymetry in the Bahamas Banks by high-resolution airborne imagery. *Limnology and oceanography*, 2003, Vol. 48, no.1, part 2, 444-455.
- DOMINGUEZ GÓMEZ, J. A., CHUVIECO SALINERO, E. & SASTRE MERLÍN, A. 2009. Monitoring transparency in inland water bodies using multispectral images, *International Journal of Remote Sensing*, 2009, Vol. 30, no. 6, 1669-1586.
- GREEN, A. A., BERMAN, M., SWITZER, P. & CRAIG, M. D. 1988. A transformation for ordering multispectral data in terms of image quality with implications for noise removal. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 1988, Vol. 26, no. 1, 65-74.
- GREEN, E. P., MUMBY, P. J., EDWARDS, A. J. & CLARK, C. D. 2000. Remote sensing handbook for tropical coastal management. *Coastal Management Sourcebook 3*, Unesco Publishing, 316 pages.
- GUANTER, L., ALONSO, L., GOMEZ-CHOVA, L. & MORENO, J. 2006. Coupled Approach for Spectral/Radiometric Calibration and Surface Reflectance Retrieval from CHRIS/PROBA Data. *4th ESA CHRIS/PROBA Workshop*, 2006, ESA/ESRIN.
- JERLOV, N. G. 1976. *Marine Optics*, Amsterdam, Elsevier, 231 pages.
- KIRK, J. T. O. 1984. Dependence of relationship between inherent and apparent optical properties of water on solar altitude. *Limnology and Oceanography*, 1984, Vol. 29, no. 2, 350-356.
- KUTSER, T., VAHTMÄE, E. & MARTIN, G. 2006. Assessing suitability of multispectral satellites for mapping benthic macroalgal cover in turbid coastal waters by means of model simulations. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2006, Vol. 67, no. 3, 521-529.
- KUTSER, T., VAHTMÄE, E. & PRAKS, J. 2009. A sun glint correction method for hyperspectral imagery containing areas with non-negligible water leaving NIR signal. *Remote Sensing of Environment*, 2009, Vol.113, 2267-2274.
- LYZENGA, D. R. 1981. Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landsat data. *International Journal of Remote Sensing*, 1981, Vol.2, 71-82.
- MARITORENA, S., MOREL, A. & GENTILI, B. 1994. Diffuse Reflectance of Oceanic Shallow Waters: Influence of water depth and bottom albedo. *Limnology and Oceanography*, 1994, Vol.39, no. 7, 1689-1703.
- MOBLEY, C. D. 1999. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. *Applied Optics*, 1999, Vol.38, no. 36, 7442-7455.

- MUELLER, J. L., DAVIS, C., ARNONE, R., FROUIN, R., CARDER, K., LEE, Z. P., STEWARD, R. G., HOOKER, S., MOBLEY, C. D., & McLEAN, S. 2000. Above-water radiance and remote sensing reflectance measurement and analysis protocols, Chapter 10. *NASA/TM-2000-209966 Ocean Optics Protocols for Satellite Ocean Color Sensor Validation, revision 2*, 2000, NASA-GSFSC, Giulietta S. Fargion and James L. Mueller.
- SÁNCHEZ LIZASO, J. L. 1993. *Estudio de la pradera de Posidonia oceánica (L.) Delile en la Reserva Marina de Tabarca (Alicante): Fenología y producción primaria*. Tesis doctoral.
- VERMOTE, E. F., TANRÉ, D., DEUZÉ, J. L., HERMAN, M. & MONCRETTE, J. J 1997. Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: An overview. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 1997, Vol.35, no. 3, 675-686.

Caso práctico

Técnicas fotocartográficas, una herramienta para la detección de impactos y problemas ambientales

M. C. Miranda del Fresno^{1 y 2} y A. C. Ulberich²

¹ *Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires, Calle 526, La Plata, Argentina*

² *Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales, Universidad del Centro de la Provincia de Buenos Aires. Paraje Arroyo Seco, Tandil. Argentina*

Resumen

Esta investigación describe algunos de los principales impactos y problemas ambientales derivados del aumento de la superficie edificada, que pueden ser detectados a partir de: el análisis de productos teledetectados, el trabajo de campo y la aplicación de técnicas fotocartográficas.

La misma se llevó a cabo en un área de estudio de 1391,1 ha, localizada al S-SE de la ciudad de Tandil, provincia de Buenos Aires, Argentina, en el período 1973-2010. Parte de esta área viene atravesando, en los últimos años, una serie de cambios asociados principalmente al avance del uso residencial, sobre las sierras lindantes al área urbana, pertenecientes al Sistema serrano de Tandilla.

Para la detección de los problemas ambientales se identificaron en primer lugar, los usos del suelo vinculados a la superficie edificada, los cuáles constituyeron una variable de estudio muy importante. Su análisis, mediante mapeos sobre productos teledetectados y trabajo de campo (con dos cortes históricos) permitió detectar el avance de la edificación en zonas serranas, y ciertos impactos y problemas ambientales que ello trae aparejado.

Entre los problemas más preocupantes se encuentran: el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas; el riesgo a la salud; y la pérdida de paisaje serrano.

Este trabajo pretende brindar un diagnóstico que colabore en la planificación de la ciudad, a fin de evitar conflictos ambientales urbanos.

Palabras Clave: usos del suelo, mapeos, cartas temáticas, superficie edificada, impactos y problemas ambientales

Abstract

Photocartographics techniques, a tool for detection impacts and environmental problems

This research describes some of the main impacts and environmental problems arising from the increase of the built area. These can be detected by means of: analysis of teledetected products, field work and the use of photocartographic techniques.

It was carried out in a 1391,1 hectare study area, located in the south-southeast of the city of Tandil, province of Buenos Aires, Argentina, in the period 1973-2010.

During the past years, part of this area has been experiencing a number of changes. These are mainly associated to the advance of the residential use on the hill slopes surrounding the urban area, which belong to the Tandilia hill system.

For the detection of environmental problems, the land uses associated with the built area were first identified. These constituted an important element of study. The analysis, from mappings with two

* Autor para la correspondencia: caromdf@yahoo.com.ar

Recibido: 24-04-11; Aceptado: 19-10-11.

historic cuts on teledetected products and fieldwork, made it possible to detect the advance of building on the hilly areas and certain impacts and environmental problems that come with it.

The most worrying problems include: the risk of groundwater contamination, health risk, and loss of hilly landscape.

This work aims to provide a diagnosis to collaborate on the city planning so as to avoid urban environmental conflicts.

Key words: land use, mappings, thematic maps, built area, impacts and environmental problems.

Introducción

La naturaleza ha provisto a la humanidad de los recursos naturales necesarios para sobrevivir, pero el hombre no siempre ha realizado un uso eficiente de los mismos, dado que genera una gama de residuos que regresan al medio, produciendo una serie de modificaciones sobre el mismo, definidos como impactos (Reboratti, 2000), que no solo afectan al ambiente como espacio físico sino al propio hombre. En la medida que la sociedad reconoce el perjuicio de estos impactos, se los identifica como problemas ambientales, entendidos «como la manifestación de una deficiencia (merma o carencia) de racionalidad entre expresiones del subsistema natural y del subsistema social» (Fernández, 1998).

La expansión de las ciudades provoca distintos tipos de impactos, como la polución del aire, el aumento de efluentes y residuos sólidos, la remoción del suelo, alteraciones en el régimen hídrico, la modificación de los ambientes naturales y el paisaje, etc., que pueden convertirse en problemas ambientales.

Algunos de estos impactos y problemas ambientales —que serán analizados en este trabajo—, ocurren como consecuencia del aumento de la superficie edificada en una zona serrana ubicada al S-SE del centro cívico-comercial de la ciudad de Tandil (Figura 1), Buenos Aires, Argentina.

Tandil, se encuentra emplazada en un relieve de piedemonte y valle distal, rodeada por sierras bajas que forman parte del Sistema de Tandilla, uno de los dos sistemas serranos de la provincia bonaerense —de 340 km de longitud y una anchura de 60 km aproximadamente—, con gran belleza paisajística y destacada importancia geológica por tratarse de rocas con una edad de 2.200 millones de años.

El área estudiada se ha caracterizando durante los últimos años por una serie de cambios asociados principalmente al avance del uso residencial, que se materializa sobre parte de las sierras lindantes al área urbana, provocando distintos impactos y problemas ambientales. Uno de los aspectos que causa preocupación es, en las zonas de avance urbano, la carencia de servicios básicos, como el de las redes de cloaca y de agua, y la pérdida del paisaje serrano en el piedemonte.

Esta situación, motivó la necesidad de brindar una herramienta que describa los cambios espaciales que han sufrido los usos del suelo vinculados a la superficie edificada —en el período 1973 a 2010—, en pos de analizar los problemas e impactos ambientales antes mencionados, y colaborar así con la planificación urbano-ambiental de la ciudad, a fin de mitigar y/o evitar no solo los efectos negativos sobre el medio físico, sino también en la calidad de vida local.

Materiales y métodos

Los principales impactos y problemas ambientales derivados del avance de la edificación en las laderas serranas, y de la carencia de los servicios de las redes de cloaca y agua, se analizaron a partir de:

— La elaboración de dos mapeos de usos del suelo. El primero se realizó sobre fotografías aéreas verticales pancromáticas blanco y negro de Dirección de Geodesia (Argentina) del año 1973; y el segundo mapeo se obtuvo con trabajo de campo en el año 2010, apoyado por imágenes satelitales Google Earth-Digital Globe (Figura 2). Los usos y la hidrografía superficial se identificaron en las imágenes a partir de factores como: tonos, texturas, formas, contrastes, sombras, sitios asociados, entre otros, y se clasificaron adaptando las catego-

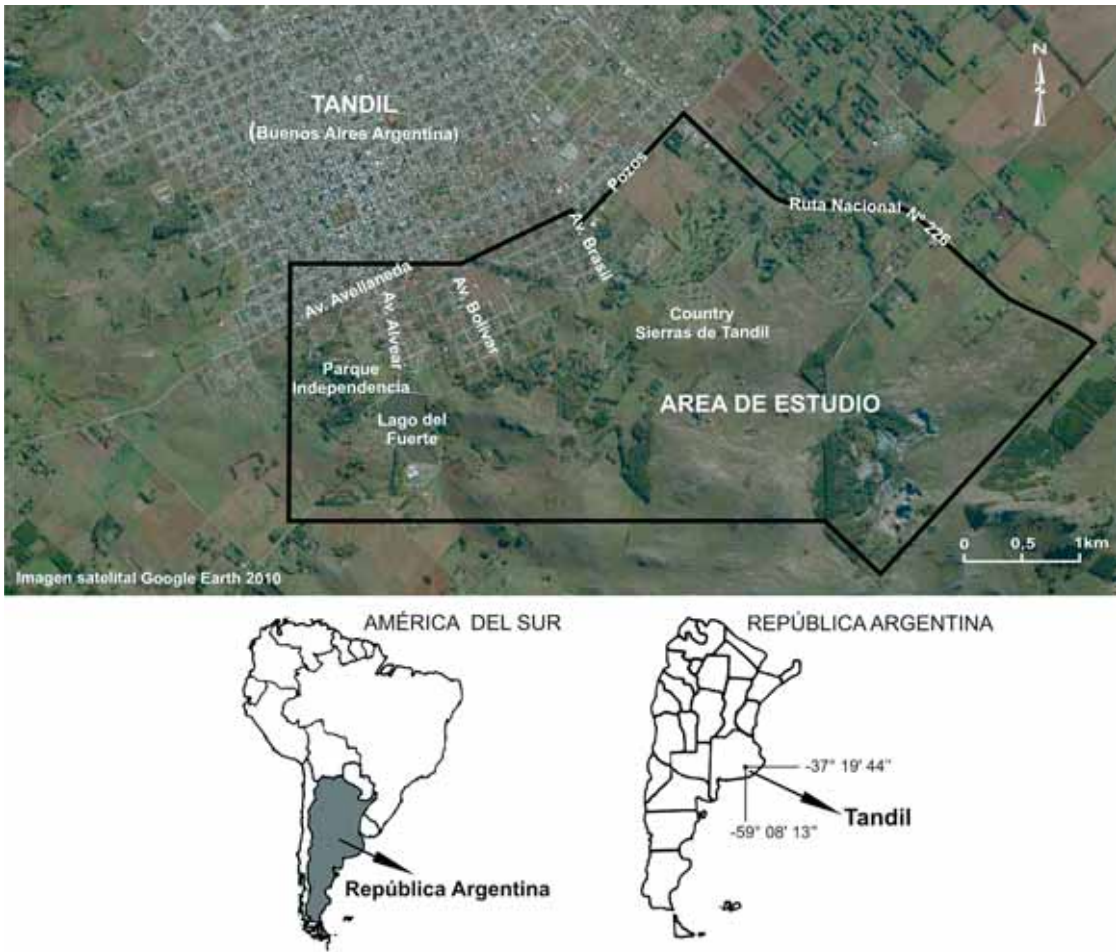


Figura 1. Situación relativa del área de estudio

rias de uso del suelo definidas por Anderson, J. R. *et al.* (1976), dado que esta metodología es compatible con escalas grandes, fue desarrollada para productos teledetectados, sostiene un orden sistemático de categorías con distintos niveles según la escala de observación y permite el agregado de nuevos usos. Se empleó una escala de trabajo de 1:24.700, en un área de estudio de 1.391,1 hectáreas, y una superficie mínima de mapeo de 1.200 m².

— La confección de dos cartas temáticas con la superficie edificada. Para lo cual se consideraron los usos residencial, educativo, y vial, comercial y servicios, correspondientes principalmente a viviendas, equipamiento, emprendimientos turísticos, etc. El haber utilizado en esta tarea técnicas fotocartográficas con productos cartográficos y teledetectados de distintas fuentes y escalas, no afectó el resultado final, porque se utilizaron programas de

diseño cartográfico que partieron de una carta base con la escala deseada a la se que pudo ajustar la información de las diversas fuentes.

— La detección del avance de la superficie edificada en 37 años, a partir de la comparación de las 2 cartas temáticas anteriores.

— La superposición de la superficie edificada con: las redes de los servicios sanitarios de agua y cloaca, las curvas isofreáticas y los pozos de extracción de agua de la ciudad, para detectar zonas con riesgo de contaminación de las aguas subterráneas y con riesgo a la salud.

— La observación de campo y la superposición de la superficie edificada con las curvas de nivel de 200, 210 y 220 m extraídas de las cartas topográficas de Tandil (Hoja 3760-23-4) y Sierras de Tandil (Hoja 3760-29-2) de escala 1:50.000, y actualizadas con información de Hidráulica, a fin de establecer si el impacto en el paisaje serrano es nulo (por debajo de



Figura 2. Delimitación del área de estudio en productos teledetectados

los 200 m), bajo (entre las cotas de 200 y 210 m), medio (entre 210 y 220 m) o alto (por encima de los 220m).

Resultados

Superficie edificada

La Figura 3 representa las cartas temáticas derivadas de los mapeos, muestra de manera

cualitativa el registro de los usos del suelo: *residencial, educativo y vial, comercial y servicios*, para los años 1973 y 2010; y la Tabla 1 y la Figura 4, describen cuantitativamente dicha información.

A partir del análisis de los datos que aportan la Tabla 1 y de las Figuras 3 y 4 se derivan los siguientes resultados:

— Uso residencial: cubría en el año 1973 224,86 ha (16,16% del área de estudio) y en 2010 439,68 ha (31,61%), lo que representa un



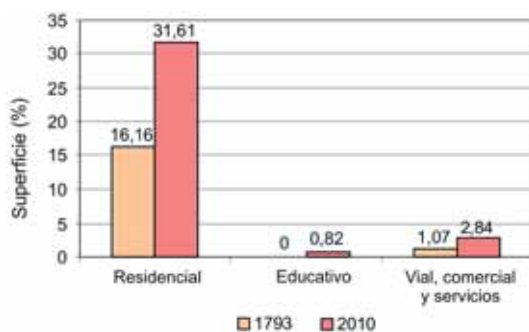
Figura 3. Registro de los usos del suelo: residencial; educativo; vial, comercial y servicios

Tabla 1. Superficies de los usos del suelo

Usos del Suelo	1973		2009	
	Ha	%	Ha	%
Residencial	224,86	16,16	439,68	31,61
Educativo	0,00	0,00	11,35	0,82
Vial, comercial y servicios	14,88	1,07	39,47	2,84
ÁREA EDIFICADA	239,74	17,23	490,50	35,27

Tabla 1. Superficies de los usos del suelo

Usos del Suelo	1973		2009	
	Ha	%	Ha	%
Residencial	224,86	16,16	439,68	31,61
Educativo	0,00	0,00	11,35	0,82
Vial, comercial y servicios	14,88	1,07	39,47	2,84
ÁREA EDIFICADA	239,74	17,23	490,50	35,27

**Figura 4.** Variación de la superficie de los usos del suelo

15,45% más de la superficie inicial ocupada. Estos valores señalan un crecimiento anual promedio de 0,41%. El crecimiento señalado se debe principalmente a la densificación de los barrios existentes (localizados al N, centro, y centro-W del área de estudio) y a la edificación de barrios nuevos (Figura 12, fotos D, E y F), algunos de ellos de tipo cerrado/privado (al centro y E del área).

— Uso educativo: en 1973 no se registraba ningún establecimiento educativo, pero conforme la ciudad fue creciendo se fueron instalando y para el año 2010 se registraron 11 (escuelas e institutos, privados y estatales de todos los niveles), ocupando 11,35ha, lo que representa un 0,82% del área de estudio.

— Uso vial, comercial y servicios: agrupa comercios (talleres mecánicos, negocios de insumos agrícolas, cabañas, hoteles, restaurantes, viveros) y distintos espacios destinados al rubro de servicios (cementeros, sede de transporte, cisterna de obras sanitarias, zona complementaria de ruta), pasó de ocupar 14,88 ha (1,07% del área total) en 1973 a 39,47 ha (2,84% del área) en 2010, lo que implica un aumento del 1,77%.

La Figura 5 describe *la superficie edificada* conformada por la suma de los usos residencial, educativo y vial, comercial y servicios (Tabla 1).

Ésta, ha pasado de ocupar 239,74 ha (17,23% del área de estudio) en 1973, a 490,50 ha (35,27% del área) en 2010, lo que representa un aumento del 18,04%. En otros términos esta superficie se ha duplicado, principalmente debido al crecimiento del uso residencial, cuyas características fueron descriptas anteriormente.

Impactos y problemas ambientales

Falta de cobertura de las redes de agua y cloaca.

A partir de los resultados descriptos anteriormente, se han analizado algunos de los impactos y problemas ambientales derivados del aumento de la superficie edificada en el área serrana, dado que la construcción, como todas las actividades humanas, demanda recursos y genera impactos sobre el medio.

Uno de los problemas detectados, es el vinculado a la falta de servicios sanitarios (red de agua y cloaca) principalmente en los sitios donde la construcción se encuentra en crecimiento (Miranda del Fresno *et al.*, 2010). Si bien en el artículo 62 de la ley provincial de Ordenamiento Territorial N° 8912/79 se establece que, *para la habilitación de ampliaciones de los núcleos urbanos debe completarse la infraestructura de los servicios esenciales*, la construcción de nuevas viviendas y otros emprendimientos crece con mayor velocidad que la extensión de las redes de servicios sanitarios. En la Figura 6, se observa que la superficie edificada sobrepasa el límite del área urbana definida en el Plan de Desarrollo Territorial (PDT) - Ordenanza N°9865/05. Ello muestra que no existe una adecuación entre el área definida como urbana, los sitios con una cierta densidad de edificación y la cobertura de las redes de agua y cloaca. Se cree que, en parte esto ocurre porque se ha permitido la ur-

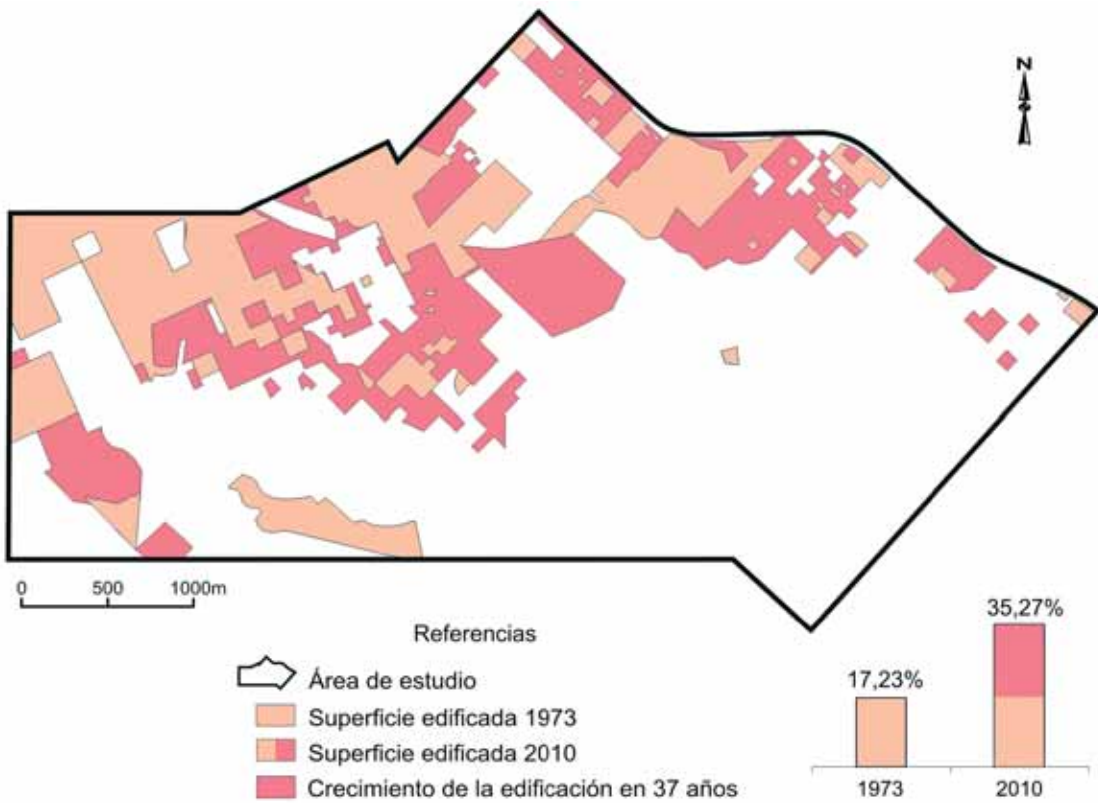


Figura 5. Crecimiento de la edificación en 37 años

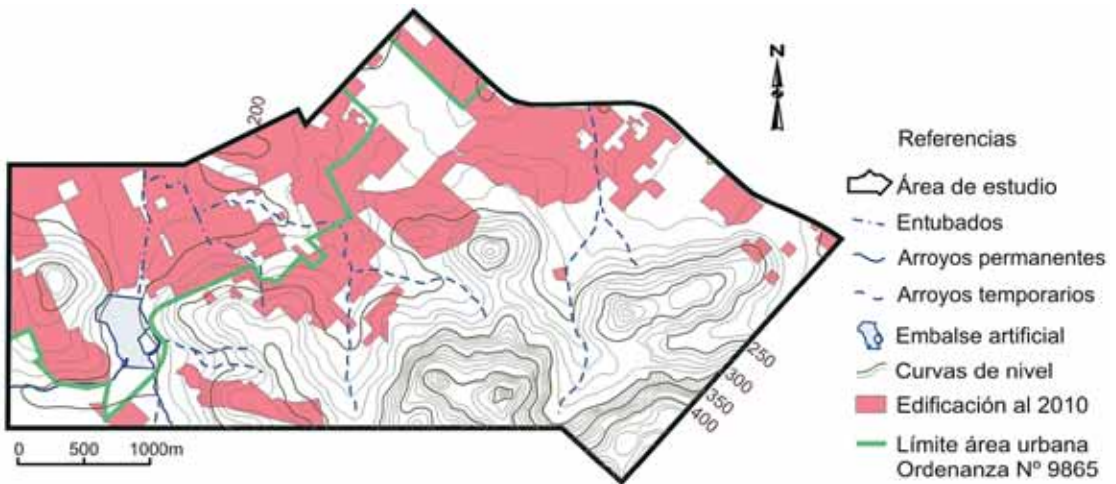


Figura 6. Limite del área urbana + superficie edificada al año 2010

banización sobre los faldeos serranos, cuyas características naturales no son las más apropiadas para el tendido de este tipo de servicios.

En la actualidad, las residencias permanentes y temporales (hoteles y cabañas) que no poseen conexión de red de cloaca, realizan la disposición final de efluentes en pozos absorbentes, que

suelen no efectuar tratamiento previo con cámara séptica. Esta situación puede ocasionar que sus líquidos (ya sea por la falta de volumen disponible, falta de área drenante por las características propias del substrato, falta de control, o negligencia): *infiltran* y *desborden* aguas abajo donde el efluente encuentra permeabili-

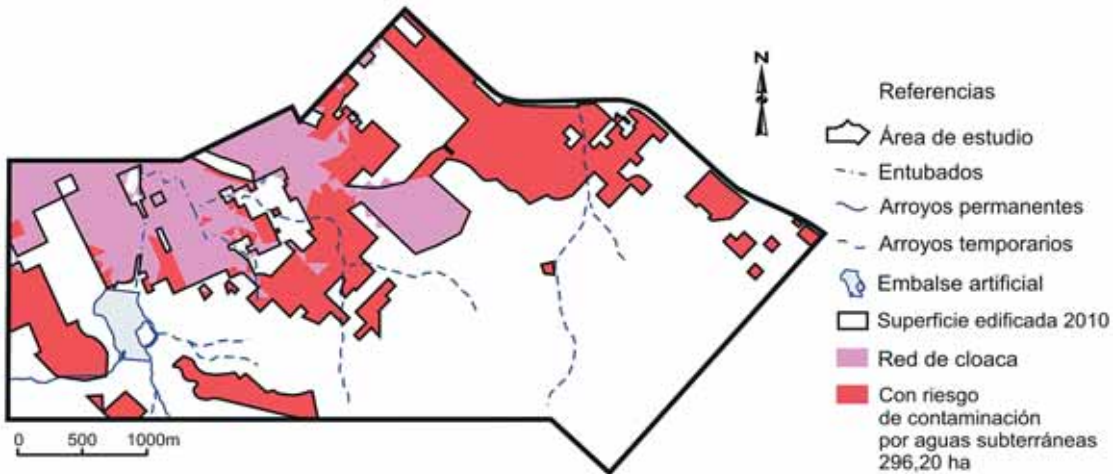


Figura 7. Riesgo de contaminación de aguas subterráneas

dades con índices mayores; *desborden* directamente a los arroyos y/o las cunetas de calles o caminos; *infiltran* subterráneamente o superficialmente a cavas existentes. Esto, indica que —los pozos absorbentes sin cámara séptica— no son un método de disposición seguro para perfiles de terreno como el de esta zona. Se desaconseja y debería prohibirse su uso dado que (al no poseer intercepción y tratamiento de barros con cámara séptica y/o ser excavados en suelos con distintos grados de permeabilidad) en la mayoría de los casos: alcanzan el manto fisurado con alto índice de infiltración y ocasionan un vertido del tipo difuso hasta alcanzar la proximidad de los niveles dinámicos del agua subterránea, y ponen sus aguas en riesgo de contaminación. (Alonso, H., 2010).

Si a los sistemas de disposición de efluentes, se suma que en Tandil se diferencian dos unidades hidrolíticas: una de tipo acuífuga formada por rocas precámbricas y paleozoicas, y otra acuífera, conformada por sedimentos limos areno-arcillosos con distintos rangos de permeabilidades; y que en las zonas serranas predomina la primera, caracterizada por el fisuramiento y diaclasamiento tectónico, que le otorga una porosidad secundaria que acrecienta su permeabilidad (Ruiz de Galarreta, 2006), el riesgo de contaminación del acuífero y de las

aguas alojadas entre las rocas, se incrementa.

En la zona de estudio, se ha detectado que el SW, centro, NE y E, carece de cobertura del servicio de red de cloaca, debiendo utilizarse los sistemas de eliminación de excretas mencionados. Esta situación se da sobre 296,20 ha de la superficie edificada, lo que representa el 60,38% de la misma (Figura 7).

Por otra parte es importante destacar, la cercanía de las edificaciones a los cuerpos de agua superficiales: arroyos permanentes, temporarios y el embalse artificial de la ciudad (Figura 7), que pueden verse afectados por el vuelco de efluentes cloacales, cuando los sistemas de descarga no se encuentren funcionando en óptimas condiciones, como ya se ha explicado.

Además de la carencia en la extensión de la red de cloaca, también se han detectado sectores con edificaciones (alejados del casco urbano al SW, centro, NE, E) que se encuentran desprovistos del suministro de agua de red (Figura 8) e inevitablemente extraen agua de las napas freáticas con pozos propios. Éstos, en los casos en que se encuentren aguas abajo de los sistemas de eliminación de excretas propios o de vecinos del entorno, son un potencial riesgo de contaminación y además de afección a la salud por el consumo de agua **contaminada**¹ si ésta es utilizada. De acuerdo con los resulta-

¹ Dicha contaminación se relaciona con la presencia de nitratos y nitritos. Los primeros aparecen como consecuencia de la descomposición natural del material nitrogenado orgánico, pudiendo causar según la dosis y la exposición, distintas afecciones. En los niños pequeños, los nitratos presentes en el agua de bebida pueden provocar una grave enfermedad, la metahemoglobinemia o «síndrome del bebé azul». También a largo plazo, los nitritos pueden inducir graves afecciones, al combinarse con otras sustancias para formar nitrosaminas, que son



Figura 8. Riesgo para la salud

dos obtenidos, en el área de estudio 153,38 ha (31,27%) de la superficie edificada se encuentra en esta situación.

Otro aspecto a tener en cuenta en la extracción de las aguas subterráneas, es la capacidad de recarga del acuífero. Al no existir un adecuado control y regulación sobre la extracción de agua que realizan los vecinos a través de sus pozos, el suministro de este recurso suele verse afectado ante la disminución del nivel freático.

Debido a la dinámica propia del acuífero, tanto el riesgo de contaminación de aguas subterráneas como el riesgo para la salud, no puede circunscribirse a un sector en particular. En relación a ello, la Figura 9 permite observar que:

— El nivel freático en la zona serrana se encuentra a una escasa profundidad (observar curvas de nivel y curvas isofreáticas en Figura 9); y el basamento presenta una importante fisuración por fallas y diaclasas que le confieren una porosidad y permeabilidad secundaria frente al agua subterránea. Éstas características, le otorgan una muy alta vulnerabilidad frente a cargas contaminantes, por la elevada velocidad de circulación del agua en dichas fisuras (Ruiz de Galarreta *et al.*, 2009), haciendo que el riesgo de contaminación sea mayor.

— Las aguas subterráneas avanzan en el sentido S-SW a N-NE (ver líneas de flujo en Figura 9), coincidiendo con la pendiente topo-

gráfica regional. De esta forma, las aguas que son descargadas en el área de estudio (localizada en torno a la cabecera de la cuenca) se desplazan aguas abajo, extendiendo el riesgo de contaminación en la medida que el medio no sea capaz de depurar los efluentes depositados, y pudiendo alcanzar los pozos de extracción de agua de red de la ciudad, acrecentando de este modo el riesgo a la salud hacia otros sectores de la población.

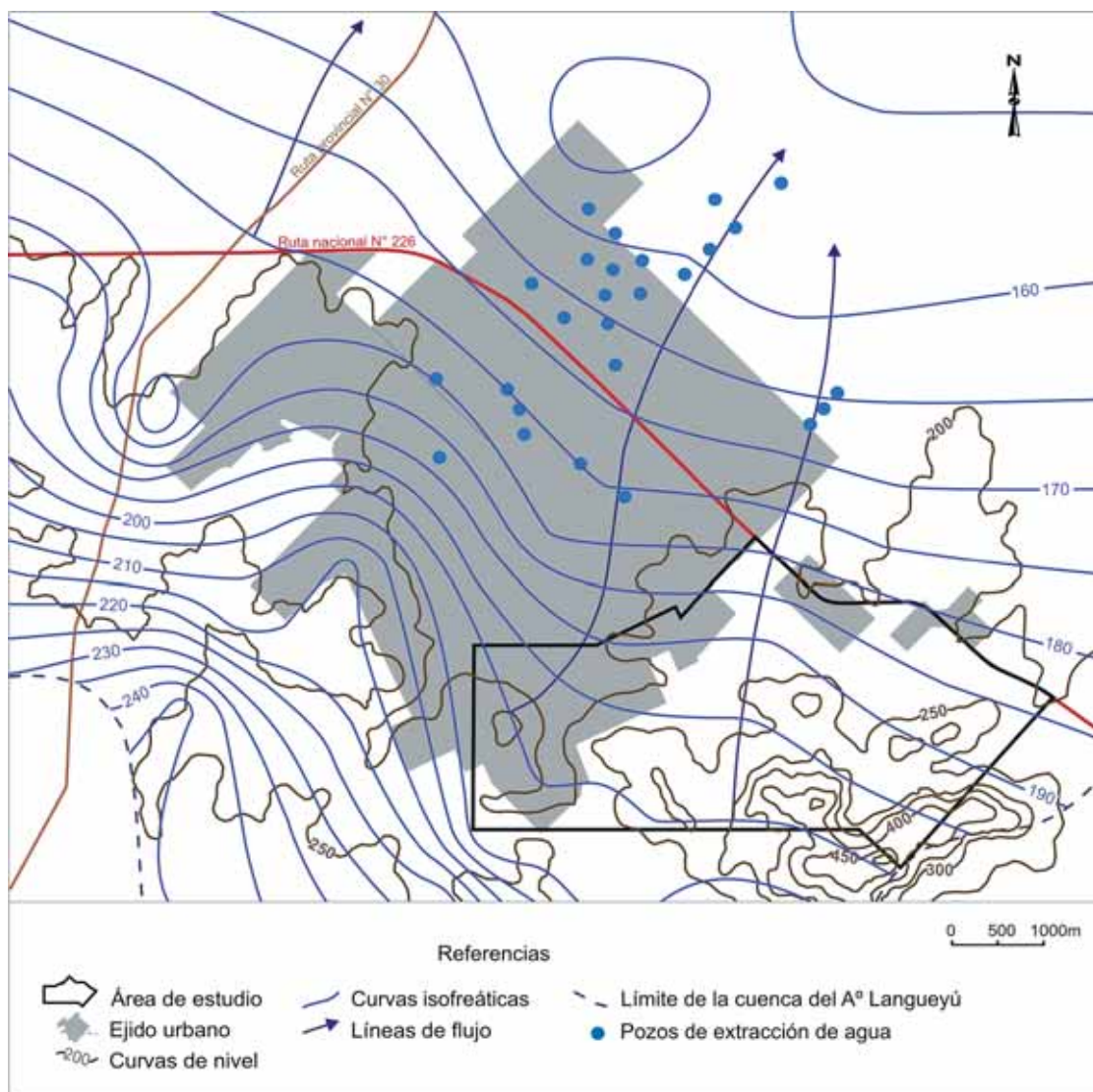
Sería importante poder realizar estudios físico-químicos y microbiológicos, en los pozos de las viviendas que carecen de uno o ambos servicios a fin de evaluar y monitorear la calidad del agua subterránea y de los efluentes producidos, a fin de cuantificar los riesgos y tomar las decisiones adecuadas en respuesta a estos problemas.

Pérdida de paisaje serrano

La modificación del paisaje resulta de la interacción entre las actividades humanas y el medio físico. En el área de estudio, este medio está constituido mayormente por un ambiente serrano (alrededor del 70%) lo cual le otorga un distinguido valor al **paisaje**². En las últimas décadas las construcciones no sólo han ido extendiéndose en forma horizontal hacia las zo-

compuestos cancerígenos, aumentando la incidencia de enfermedades malignas, especialmente de localización digestiva (Asociación de Médicos Municipales de la Ciudad de Buenos Aires:2003).

² En esta investigación no se discute la subjetividad u objetividad de la valoración del paisaje, sino se lo considera como un recurso que merece ser preservado y disfrutado por todos.



Fuentes: Ruiz de Galarreta, A. et al. 2008; Plano 33, Diagnóstico del PDT, Municipio de Tandil.

Figura 9. Posos de extracción de agua

nas serranas, sino también de manera vertical, impactando este paisaje, y en consecuencia provocando su pérdida (Miranda del Fresno *et al.*, 2010; Ulberich *et al.*, 2010). Las Figuras 10 y 11 describen esta situación.

De la observación de la Figura 10 se desprende que:

— Entre los años analizados las edificaciones han avanzado significativamente sobre la zona serrana.

— En 1973 de las 239,74 ha edificadas, 82,50 ha (34,41%)³ no provocaban impacto;

33,01 ha (13,77%) causaban un bajo impacto; 35,62 ha (14,86%) un impacto medio y 88,61 ha (36,96%) un impacto alto.

— En 2010, donde la superficie edificada ocupaba 490,50 ha (un 18,04% más que en 1973), 103,59 ha (21,12%) no provocaban impacto; 70,41 ha (14,35%) causaban un bajo impacto; 101,67 ha (20,73%) un impacto medio y 214,83 ha (43,80%) un impacto alto.

Estos valores permiten expresar que: más del 40% de superficie edificada causa un impacto alto en ambos años analizados; e inde-

³ Los porcentajes se calcularon sobre el total edificado para cada año, por lo que los valores no son comparables entre ambos.

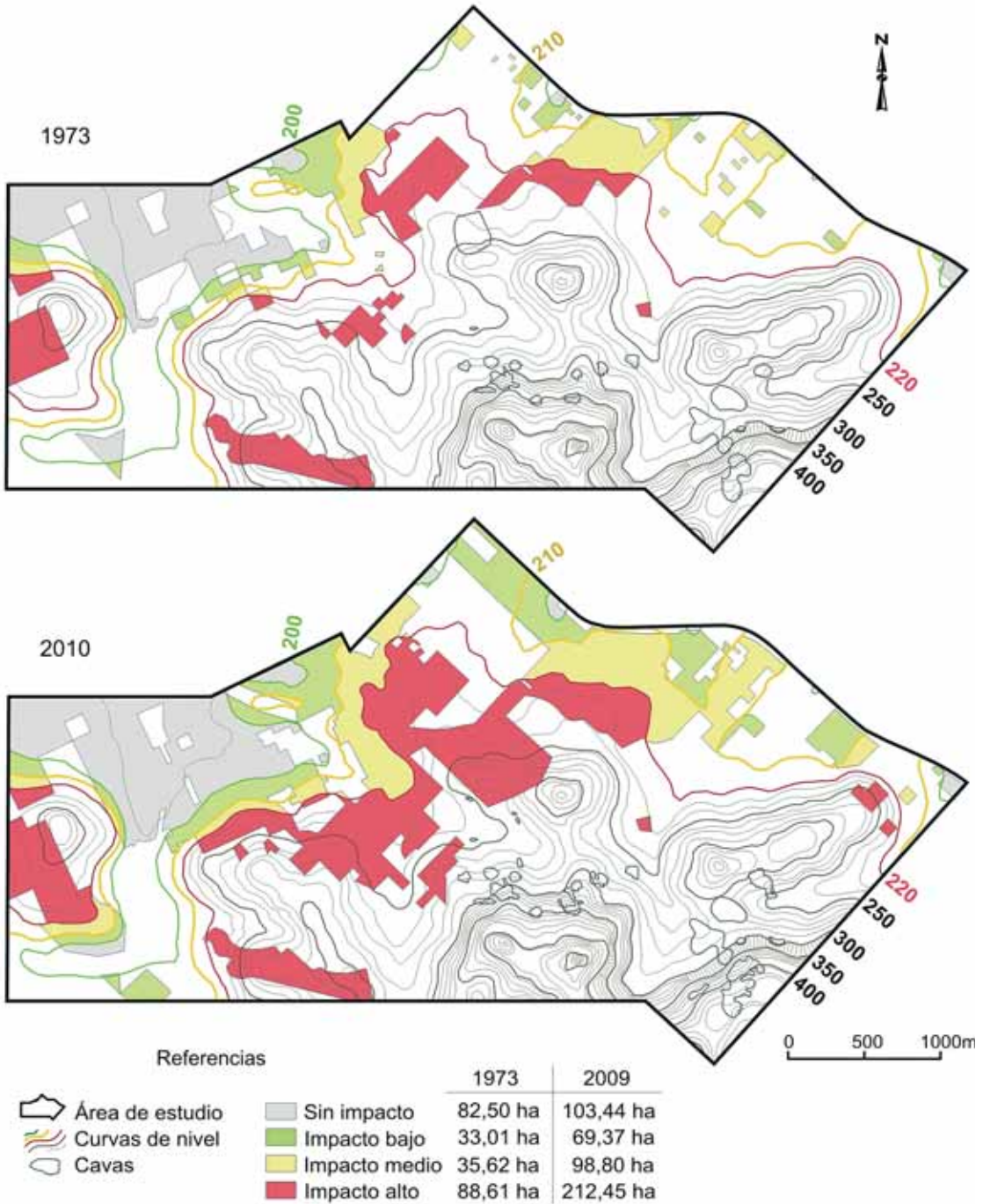


Figura 10. Impacto paisajístico serrano por efecto de las edificaciones

pendientemente del grado de impacto la superficie edificada ha aumentado causando un impacto mayor sobre el paisaje.

A partir de la anterior Figura 10, se elaboraron perfiles para el año 1973 y 2010 (Figura 11) entre el cerro del Parque Independencia (uno de los atractivos turísticos por

excelencia de la ciudad) y una zona que en 1973 correspondía al emplazamiento de una cantera y hoy a uno de los countries de la ciudad (muy urbanizado durante la última década). Éstos, muestran cómo las superficies construidas avanzan sobre las sierras e impactan su paisaje.

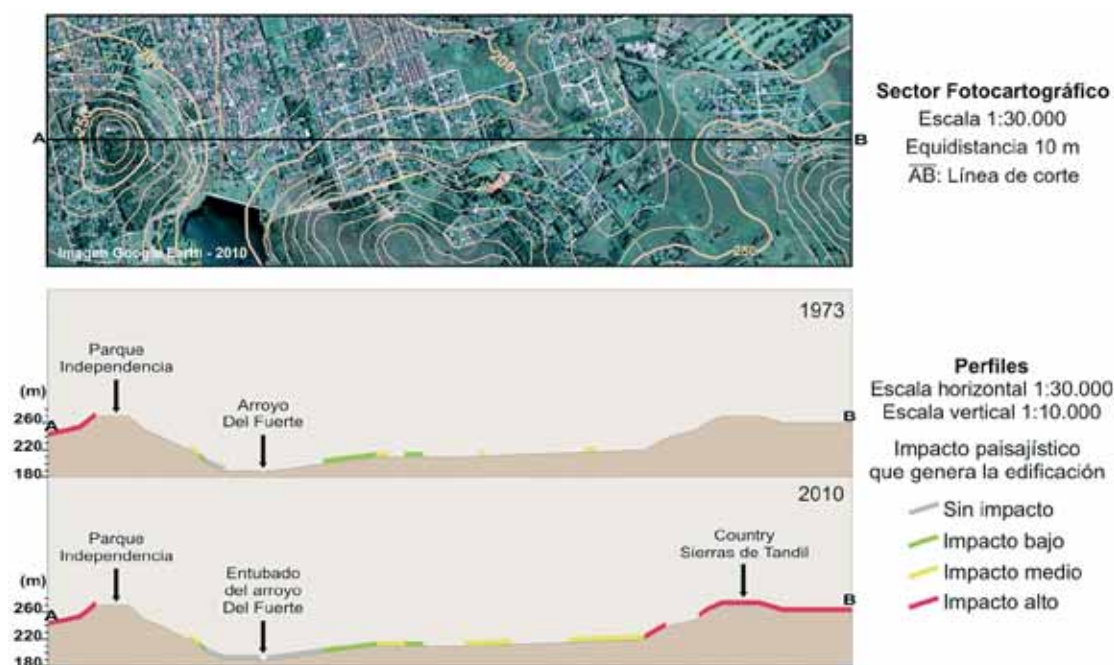


Figura 11. Impacto paisajístico en el relieve serrano.

Si bien actualmente en la ciudad de Tandil se está trabajando en planes y **ordenanzas**⁴ para regular la construcción en las sierras, no existe una política que frene totalmente esta situación, por lo que los impactos en el paisaje (Figura 12) podrán seguir aumentando.

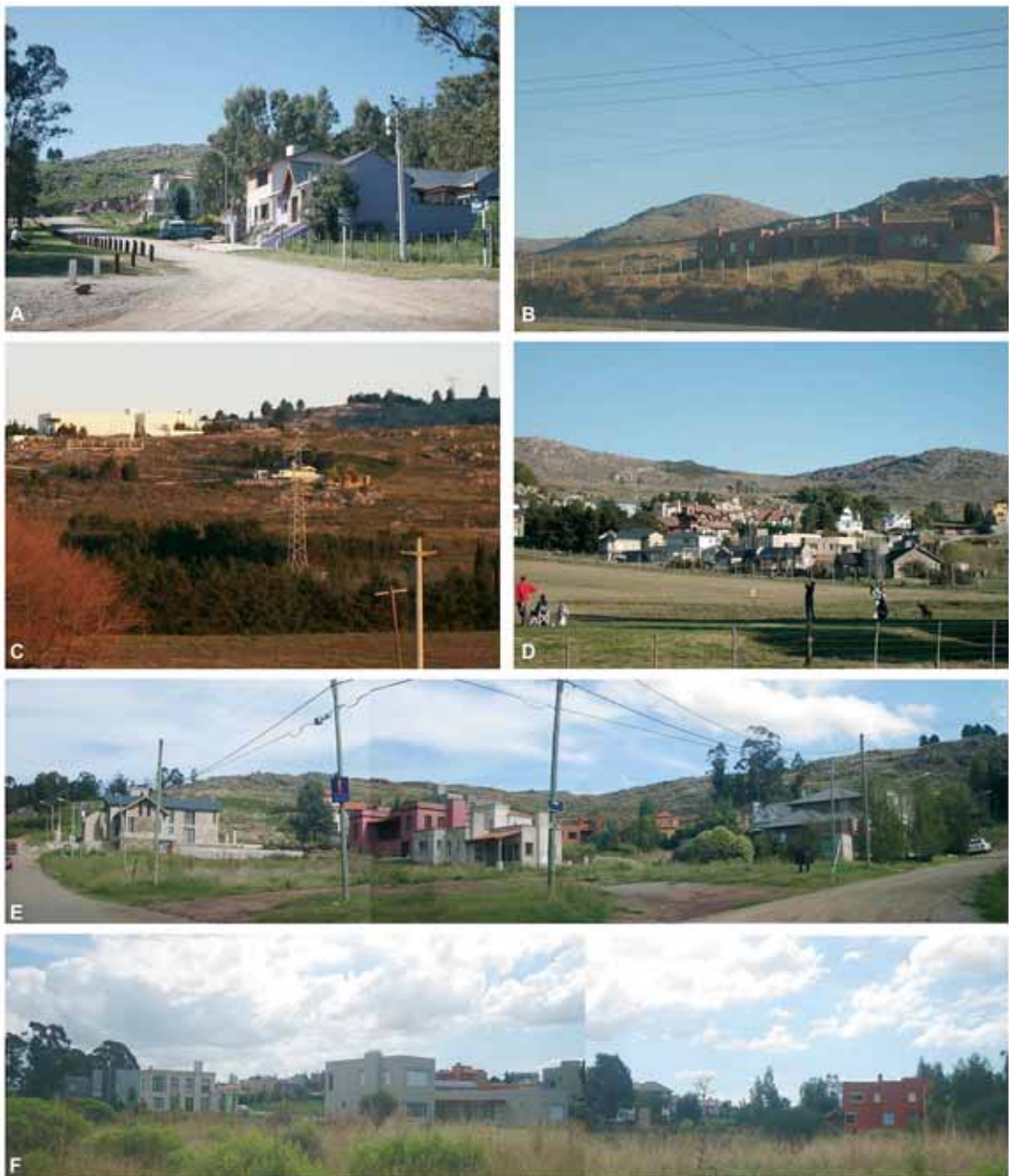
Este tema viene despertado el interés de distintos grupos de la ciudad; particularmente algunas ONG's reclaman desde hace varios años, entre otras cuestiones, el cese de la construcción en los faldeos serranos. Así, el 23 de marzo de 2010 se aprobó la Ley Provincial N° 12.704 que declara Paisaje Protegido de Interés Provincial a un extenso sector comprendido entre las tres rutas que rodean a la ciudad, cuyo objetivo es conservar y preservar la integridad del paisaje geográfico, geomorfológico, turístico y urbanístico. Pero el Plan de Manejo Ambiental solicitado por su Decreto Reglamentario posee (a partir de los últimos comunicados en periódicos locales) descontento con algunas de sus propuestas, en relación a las edificaciones y la conservación del paisaje: «A partir de allí, ya nada frenará el avance de la ur-

banización sobre las sierras y es de esperar que si el municipio no ha tenido capacidad o voluntad de contener la construcción sobre la sierras, las presiones inmobiliarias seguirán direccionando la ordenación de nuestra ciudad en beneficio de unos pocos» (Asamblea Ciudadana por la Preservación de las Sierras, *21% Comunicación Masiva*, <http://www.21porciiento.com.ar/ambiente/3714.html> Tandil, 29/11/10). «Detrás de esta norma y de sus defensores están alineados los intereses de los especuladores inmobiliarios que pretenden hacer grandes negocios; además que las empresas que han ganado millones destruyendo las sierras ahora les permiten continuar sus negocios en otro rubro» (Partido Obrero, *ABC Hoy*, *Portal de noticias de Tandil*, <http://www.abchoy.com.ar/leeropinion.asp?id=72998>, 07/02/11).

Conclusiones

La utilización de técnicas fotocartográficas sobre productos cartográficos y teledetectados

⁴ Se está elaborando un Plan Especial de Manejo para la «Zona Protegida Natural Sierras de Tandil» que regularía y desalentaría la construcción sobre los faldeos serranos. Para mayor información puede consultarse el PDT de la ciudad de Tandil, Parte 2: Normativa Reglamentaria, Capítulo III, Sección 2, Subsección 4: Condiciones particulares para la Zona Protegida Natural «Sierras de Tandil». <http://www.tandil.gov.ar/>.



A - B - C: Viviendas y emprendimientos hoteleros edificados por sobre los 220m.

D - E - F: Nuevos barrios en expansión sobre las laderas serranas.

Figura 12. Edificaciones en el paisaje serrano

con trabajo de campo, permitieron realizar un valioso análisis geográfico espacial sobre la planimétrica y la altimétrica del S-SE de la ciudad de Tandil, y registrar así, no solo el aumento de la superficie edificada sobre las zonas serranas, sino también algunos de los impactos y riesgos que esto genera.

Se debe atender el problema de la falta de los servicios de red cloacal y de agua corriente, en conjunción con la planificación de sitios factibles donde desarrollar la urbanización.

El reclamo social y los análisis realizados evidencian la pérdida de paisaje serrano con el

avance de los años, lo cual señala que este problema merece mayor atención.

Esta investigación brinda un valioso diagnóstico que puede colaborar en la planificación urbana, en pos de minimizar y evitar a futuro conflictos ambientales en el uso serrano.

Referencias

- ALONSO, H. (2010). Entrevista con el Ing. Hidráulico y presidente del Centro de Ingenieros de Tandil.
- ASOCIACIÓN DE MÉDICOS MUNICIPALES DE LA CIUDAD DE BUENOS AIRES. 2003. *Ambiente humano y salud en el área de la cuenca*. Boletín de temas de salud, Suplemento del Diario del Mundo Hospitalario. Año 10 N° 87. Coordinación: Comité Editorial, Buenos Aires. <http://www.medicos-municipales.org.ar/bts0503.htm> - 63k
- DECRETO-LEY 8912/77. Ley de ordenamiento territorial y uso del suelo. <http://www.gob.gba.gov.ar/legislacion/legislacion/1-8912.html>
- FERNÁNDEZ, R. 1998. Teoría y metodología de la gestión ambiental del desarrollo urbano. Cap. 3: *Definiciones de problemas ambientales urbanos locales y contextuales*. CIAM. Universidad Nacional de Mar del Plata, p 47.
- MARIÑELARENA, A. 2006. *Manual de autoconstrucción de sistemas de tratamiento de aguas residuales domiciliarias*. FREPLATA Editores, La Plata. <http://www.ilpla.edu.ar/ilpla/data/ManualSistemasTratamiento2MB.pdf>
- MIRANDA DEL FRESNO, M., ULBERICH, A. & MORRONE, M. 2010. *Problemas ambientales derivados del crecimiento urbano en el sector serrano S-SE de la ciudad de Tandil*. VI Congreso Nacional Ambiental 2010. Universidad Nacional de San Juan. San Juan.
- MUNICIPIO DE TANDIL. 2003. *Documento Diagnóstico, Plan de Desarrollo Territorial*. AYDET S.A. FCH. Plano 33.
- PLAN DE DESARROLLO TERRITORIAL. Ordenanza 9865/05. <http://www.tandil.gov.ar>
- REBORATTI, C. 2000 *Ambiente y sociedad: conceptos y relaciones*. Ed. Ariel, Buenos Aires. Cap. 1.
- RUIZ DE GALARRETA, A. 2006. Geohidrología y balance hidrológico de la zona no saturada en la cuenca superior del arroyo Tandileofú, Provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.
- RUIZ DE GALARRETA, A., & BANDA NORIEGA, R. 2009. Caracterización del recurso hídrico y su calidad vinculada a la presencia de nitratos en el partido de Tandil. Capítulo de libro, *«Estudios Ambientales II» (CINEA - FCH - UNCPBA)*. Tandil. 298 p. ISBN 978-950-658-242-5
- RUIZ DE GALARRETA, A., VARNI, M., BANDA NORIEGA, R. & BARRANQUERO, R. 2009. Análisis hidrológico en la cuenca del arroyo Languyú, partido de Tandil, Buenos Aires. Capítulo de libro, *«Estudios Ambientales II» (CINEA - FCH - UNCPBA)*. Tandil. 298 p. ISBN 978-950-658-242-5
- ULBERICH, A., MIRANDA DEL FRESNO, M. & MORRONE, M. 2010. *Avance de la edificación sobre el sector serrano S-SE de la ciudad de Tandil, Argentina*. Revista Internacional de Ciencias de la Tierra: Mapping Interactivo N° 142 julio-agosto. Madrid. <http://www.mappinginteractivo.com> ISSN: 1.131-9.100. 11 p.

Tesis doctoral

Cartografía de especies de matorral de la Reserva Biológica de Doñana mediante el sistema hiperespacial aeroportado INTA-AHS. Implicaciones en el estudio y seguimiento del matorral de Doñana

Autor: M. Jiménez

Directores: A. Pou y R. Díaz-Delgado

Lugar: Área de Teledetección del INTA. Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid.

Fecha: Junio de 2011

En los ecosistemas terrestres el conocimiento de la distribución espacial de la cubierta vegetal está determinado habitualmente a nivel de comunidad. Ahora bien, la presencia y abundancia de las especies integrantes puede variar debido a los gradientes ambientales, a las perturbaciones, y a las cualidades y la tasa reproductora de las propias especies. En las últimas décadas se ha puesto de manifiesto la importancia que una cartografía de especie pueden tener en el seguimiento de las comunidades, y en la evaluación de las medidas de gestión implementadas en áreas naturales protegidas.

Los métodos convencionales para la elaboración de este tipo de cartografías pueden ser inviables sobre ecosistemas de difícil acceso, o suponer trabajos de campo prohibitivamente costosos en tiempo y dinero sobre áreas extensas. El desarrollo de imágenes de alta resolución espacial desde satélite, supuso un avance en el análisis y seguimiento de la biodiversidad sobre especies de gran porte en zonas de baja diversidad. Para zonas heterogéneas o de alta diversidad, como el matorral mediterráneo o bosques tropicales, las imágenes hiperespectrales de alta resolución espacial muestran una superior capacidad.

Un programa de seguimiento ecológico a largo plazo de la distribución espacial de es-

pecies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada, requiere de un protocolo que proporcione información periódica utilizando procedimientos repetibles y estandarizados, con los que poder detectar las zonas y la tasa de los cambios en composición de especies.

El objetivo principal de esta tesis es facilitar el uso de imágenes hiperespectrales aeroportadas para la elaboración de cartografías de especies vegetales, y que puedan formar parte de programas de seguimiento ecológico. Esta tesis se ha dividido en tres partes.

Parte I. En esta parte se ha determinado un procedimiento general para la realización de cartografías de especies mediante teledetección hiperespectral aeroportada. Se han recopilado las metodologías más recientes y estándares, que sirvan de referencia para la aplicación de cualquier sistema hiperespectral sobre todo tipo de formación vegetal.

Los aviones de «cota baja» que vuelan entre 300 y 5000 metros sobre el nivel del mar, son las plataformas más utilizadas. El formulario de requisitos de campaña publicado por EUFAR ayuda a concretar los aspectos más variables, como la resolución espacial y las trayectorias de las líneas de vuelo. Las imágenes son procesadas por el centro operador, gene-

rando un mosaico de reflectancia georreferenciada. El proceso geométrico se realiza mediante métodos paramétricos basados en sistemas inerciales de navegación. El proceso radiométrico está sustentado en una calibración radiométrica y espectral de laboratorio periódica y exhaustiva.

Los datos auxiliares son fundamentales para el proceso y análisis de las imágenes, en especial un modelo digital de terreno de alta resolución espacial. Este aspecto está cada vez más extendido y facilitado por la IDE de cada Comunidad Autónoma. También la toma de datos en campo como: la recolección del recubrimiento de especies en parcelas de campo, que permiten la validación de la cartografía generada; la elaboración de una librería espectral de las especies mediante espectro-radiometría de campo, que permite caracterizar la separabilidad espectral entre ellas. Estas firmas espectrales suponen además los «componentes puros» de entrada al algoritmo de desmezcla espectral.

El análisis lineal de mezcla espectral (ALME) es el algoritmo de desmezcla espectral más utilizado para la estimación de los elementos a nivel sub-píxel en imágenes hiperespectrales. Aunque la vegetación tiende a un comportamiento no-lineal en la integración de la señal que forma el píxel, los métodos lineales siguen siendo de mejor aplicación e interpretación a la hora de cuantificar las proporciones de cada especie dentro del píxel.

La comunidad científica demanda un uso más eficiente de los datos y productos geográficos. Las iniciativas INSPIRE, en el ámbito europeo, y la OGC, en el internacional, están promoviendo normativas sobre formatos y metadatos que aumentan la interoperabilidad de los datos geoespaciales. En la actualidad el estándar de metadatos al que se pueden adaptar las imágenes hiperespectrales es la ISO-19115-2; para las cartografías la norma es la ISO-19115; los datos de campo siguen el EML; las firmas espectrales, en cambio, no tienen un estándar a día de hoy.

Parte II. En esta parte se ha generado la cartografía de especies dominantes del matorral de la Reserva Biológica de Doñana utilizando el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS.

En el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas*, se desarrollan comunidades de matorral pirófito de especies esclerófilas, semie-esclerófilas y leguminosas, que han sustituido de manera mayoritaria al matorral «noble», formado por especies esclerófilas de gran porte como lentiscos (*Pistacia lentiscus*) y arrayan (*Myrtus communis*), y los bosques originales de alcornoque (*Quercus suber*) y sabinas (*Juniperus phoenicea ssp. turbinata*). La orografía dunar condiciona el acceso a los recursos hídricos subterráneos, y con ello la distribución de las distintas comunidades de matorral *Monte Blanco*, *Monte Intermedio* y *Monte Negro*. Otro factor condicionante es el diferente régimen de lluvias estacional, se alternan una época seca con ausencia total de precipitaciones entre mayo-septiembre, y una época lluviosa, con una media de 600 ml, entre octubre-abril.

El 28 septiembre de 2005 (época seca) y el 29 de abril de 2008 (época lluviosa) se realizaron campañas de vuelos sobre la Reserva Biológica de Doñana con el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS. Se procesaron las imágenes formando, para ambas épocas, mosaicos a 6 m de tamaño de píxel sobre el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas*.

El test de *T-Student* aplicado sobre las firmas espectrales tomadas con el espectroradiómetro ASD FieldSpec3 en las dos épocas, muestra que las especies exhiben una mayor diferencia inter-específica en época seca ($p < 0.05$). Algoritmos que evalúan la similitud espectral, como SAM y SSV, aplicados sobre las firmas de época seca muestran diferencias significativas a nivel de comunidad y de tipos de hojas. A nivel de especie, las diferencias son también significativas, salvo para el caso de las bajas diferencias encontradas entre las especies de leguminosas.

Para estimar la cobertura de las especies dominantes se ha aplicado el algoritmo de desmezcla espectral *Multiple Endmember Spectral Mixture Analysis* (MESMA). Es una extensión del ALME que permite introducir variaciones de un mismo «componente puro». El LAI es uno de los factores más determinantes en la respuesta espectral del matorral y se introdujeron firmas espectrales de los rangos de LAI encontrados. La comparación fren-

te al recubrimiento de campo muestra una relación fuertemente positiva para *E. scoparia* en ambas fechas, el R^2 es de 0.852 en época seca ($p < 0.05$) y de 0.635 época lluviosa ($p < 0.05$). Para *H. halimifolium* y *R. officinalis*, la correlación es también muy positiva con un R^2 de 0.76 y 0.66 ($p < 0.05$) para la imagen de 2005 y de 0.5 y 0.43 ($p < 0.05$) para la imagen 2008. En cambio, las especies *U. australis* y *S. genistoides* muestran un acuerdo muy pobre en ambas fechas, sus valores de R^2 están por debajo de 0.3.

Parte III. En esta parte se ha mostrado el potencial para el estudio y seguimiento de la estructura y funcionamiento de las comunidades vegetales, que se tiene con la cartografía explícita de la distribución espacial de las especies vegetales generada a partir de la imagen hiperespectral aeroportada INTA-AHS.

La extracción directa de multitud de «perfiles» y «sub-escenas» con la presencia y abundancia de cada especie frente a las alturas del modelo digital del terreno, permite profundizar en el estudio de las relaciones de esta distribución y los procesos ecológicos. En las *Arenas Estabilizadas* se observa la presencia de especies del matorral en sitios donde potencialmente no las sitúa por las condiciones hídricas. Se observa detectan zonas de laxitud en

composición de especies entre comunidades frente al modelo de distribución de Muñoz Reinoso.

Se generaron cartografías de tipos funcionales y servicios utilizando caracteres y tipos funcionales publicados por Díaz Barradas et al 1999. El tipo más abundante y mayoritario es el que aglutina las especies semi-esclerófilas de mayor distribución como el jaguarzo y el romero. Ambas son especies que colonizan terreno de *Las Naves* y de *Manto Arrasado*.

A día de hoy, diferentes medidas de gestión sobre el territorio como: las repoblaciones de pino piñonero y eucaliptos, los desbroces llevados a cabo en el Plan del Manejo del Lince y las extracciones masivas del acuífero de Doñana, afectan a dichas formaciones originarias y al matorral actual. Se ve necesario realizar un seguimiento de sus poblaciones para la planificación de estrategias de conservación. Se ha definido un protocolo para el seguimiento de la distribución espacial de las especies dominantes del matorral de Doñana mediante el sistema INTA-AHS.

La motivación de esta tesis ha sido acercar el uso de la teledetección hiperespectral aeroportada a los organismos de investigación en ecología terrestre y a los gestores de espacios naturales protegidos.

Tesis doctoral

Efectos de la comprensión con pérdida en las imágenes de teledetección y la cartografía resultante

Autor: Alaitz Zabala Torres

Director: Xavier Pons Fernández

Disponible: Tesis Doctorales en Red (TDX): <http://hdl.handle.net/10803/32109> (ISBN: 9788469415412).

Teseo: <https://www.educacion.gob.es/teseo/mostrarRef.do?ref=902736>

Lugar: Departamento de Geografía. Universitat Autònoma de Barcelona

Fecha: Diciembre de 2010

Calificación: Excelente *Cum Laude*

La teledetección proporciona, probablemente, la más enorme fuente de datos de la que la humanidad dispone sobre el planeta. Y esta generación de datos continua creciendo a un ritmo vertiginoso, no sólo porque los satélites existentes siguen enviando imágenes, sino también porque se lanzan nuevos satélites, en muchos casos capaces de generar aún más información. Como resulta fácil intuir, este proceso comporta enormes posibilidades de aplicación, pero también una importante problemática de manejo de toda esta información y una creciente necesidad de formatos de compresión que permitan disminuir significativamente el volumen de datos almacenados sin disminuir significativamente la calidad de las imágenes para aplicaciones posteriores.

Además, el nuevo paradigma de las Infraestructuras de Datos Espaciales (IDE), desarrollado en los últimos años, promueve el establecimiento de servicios de datos web, habitualmente en términos de los estándares definidos por el *Open Geospatial Consortium*. El establecimiento de estos servicios requiere el uso de estrategias de compresión (i a menudo de transmisión interactiva) para transferir imágenes (de gran volumen en algunos casos) de manera repetitiva a entornos de ancho de

banda quizá restringido. La problemática asociada a la restricción del ancho de banda es especialmente crítica en situaciones de emergencia en las que los dispositivos móviles con poco ancho de banda son generalmente la única opción posible.

El objetivo principal de esta Tesis doctorales estudiar y cuantificar los efectos de diferentes técnicas de compresión con pérdida en la cartografía generada a partir de imágenes de teledetección, considerando diferentes tipos de imágenes, diferentes escenarios geográficos, diversos métodos de generación de cartografía y diversas opciones de compresión (estándares utilizados: JPEG, JPEG 2000 o CCSDS; momento en que se realiza la compresión: a bordo de la plataforma o el usuario final; y diversos niveles de compresión).

Entre las principales aportaciones se ha descubierto que el efecto de la compresión depende de la metodología utilizada para obtener la cartografía deseada, del estándar de compresión usado, del momento en que la compresión se realiza y de la fragmentación de la zona a cartografiar. Las zonas más fragmentadas aceptan menos compresión, especialmente si se usan los estándares menos eficientes. JPEG 2000 obtiene mejores resultados que

JPEG clásico cuando se aplica a nivel de usuario final, especialmente si se usa compresión 3D en JPEG 2000. CCSDS obtiene mejores resultados que JPEG 2000 cuando se utiliza a bordo de las plataformas a razones de compresión bajas (hasta 5:1, que son las deseadas en este entorno) y si el rango dinámico de la imagen es pequeño (hasta 1000). Finalmente, la adaptación del estándar JPEG 2000 para codificar las zonas de NODATA es factible usando técnicas de codificación que mejoran la fidelidad de la compresión evitando codificar la zona definida como NODATA, y permitiendo mantener su definición, de gran utilidad para los usuarios de teledetección.

Desde un punto de vista más cuantitativo, los resultados de la tesis demuestran que, cuando la compresión es realizada por el usuario final de las imágenes:

1. Cuando se utiliza análisis visual (fotointerpretación) sobre ortoimágenes para obtener un mapa categórico de usos del suelo, una compresión JPEG 2000 de 5:1 puede ser aplicada sin obtener efectos en la cartografía obtenida, más allá de los propios debidos a la subjetividad del fotointérprete.

2. Cuando se usa un análisis digital con modelos de regresión para obtener variables cuantitativas como la temperatura medio o mínima anual, a partir de datos de teledetección (temperatura de superficie terrestre y NDVI) y/o variables geográficas (altitud, latitud, continentalidad, etc.), la compresión JPEG 2000 no afecta a la regresión hasta razones de compresión bastante elevadas (25:1 o 5:1 según si se usan sólo variables geográficas o también variables de teledetección).

3. Si el objetivo es la clasificación píxel a píxel multitemporal de imágenes de satélite para obtener mapas de cubiertas del suelo, la

compresión aplicada puede ser diferente en función del tipo de paisaje (zona de bosques o de cultivos) y la fragmentación de la zona. El rango de compresiones JPEG 2000 admitidas varía desde 3.33:1 o 5:1 en el caso de los bosques (zonas de bosques fragmentadas) hasta el 100:1 (zonas de cultivos menos fragmentadas). JPEG 2000 obtiene mejores resultados que JPEG clásico, especialmente si se utiliza compresión 3D.

4. Si el método es una clasificación por objetos (grupos de píxeles obtenidos por segmentación), los resultados indican que hasta compresiones del 20:1 (dependiendo de la fragmentación de la zona), la clasificación obtenida es similar a la clasificación original.

La investigación planteada en la Tesis es completa en su contenido pero puede ser continuada en diversos aspectos. Por una parte, el trabajo sobre el impacto de la compresión a bordo puede ser extendido considerando nuevas imágenes y nuevos métodos de clasificación posterior, así como evaluar el impacto del estándar CCSDS dedicado a datos multiespectrales cuando sea aprobado (grupo de trabajo MHDC). Por otra parte, nuevos escenarios de generación de cartografía y nuevas técnicas de compresión pueden ser objeto de estudio en los futuros trabajos. Una de las nuevas líneas de investigación especialmente activas será el ámbito de servidores de cartografía o imágenes en Internet, debido a la relevancia que estos servidores están tomando los últimos años, así como por la necesidad de compresión que en ellos se requiere cuando el volumen de datos a descargar es elevado o el ancho de banda de las conexiones no es muy elevado (por ejemplo en contextos de situaciones de emergencia en las que la conexión es habitualmente precaria).

Revista de Teledetección

REVISTA DE LA ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN

Nº 36

DICIEMBRE 2011

ARTÍCULOS CIENTÍFICOS

Aplicación del análisis textual a datos de retrodispersión de sonda multihaz para la clasificación de fondos marinos.

F. Carreño, I. López, J. Payán, C. Arranz y E. Castellanos

Implementación CPGS y altimetría en los Puertos de Ibiza, l'Estartit y Barcelona para monitorización del nivel del mar.

J. J. Martínez Benjamín, M. A. Ortiz Castellón, A. Ruiz, E. Bosch, A. Termens, M. Martínez García, X. Martínez de Osés, B. Pérez Gómez, G. Rodríguez Velasco, F. Pros, J. Gili, A. Tapia y R. López

Análisis comparativo entre las máquinas de vectores soporte y el clasificador de máxima probabilidad para la discriminación de cubiertas de suelo.

J. P. Argañaraz e I. Entraigas

Herramienta para el estudio del estado de eutrofización de masas de agua continentales.

C. Doña, V. Caselles, J. M. Sánchez, A. Ferri y A. Camacho

Cadena de pre-procesamiento estándar para las imágenes Landsat del Plan Nacional de Teledetección.

S. Hantson, E. Chuvieco, X. Pons, C. Domingo, C. Cea, G. Moré, J. Cristóbal, J. J. Peces y J. A. Tejeiro

Estimación de la humedad del suelo a partir de índices de vegetación y microondas pasivas.

C. Mattar, J. A. Sobrino, J. P. Wigneron, J. C. Jiménez-Muñoz e Y. Kerr

Desarrollo de una metodología para la caracterización de praderas de fanerógamas marinas en el litoral andaluz mediante técnicas de teledetección con sensores hiperespectrales.

E. Méndez, A. Cabello, J. E. Frieyro, A. Hayas, L. Granado, G. Montoya, I. Pino y J. A. Domínguez

CASOS PRÁCTICOS

Técnicas fotocartográficas, una herramienta para la detección de impactos y problemas ambientales.

M. C. Miranda del Fresno y A. C. Ulberich

TESIS DOCTORAL: Cartografía de especies de matorral de la Reserva Biológica de Doñana mediante el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS. Implicaciones en el estudio y seguimiento del matorral de Doñana

TESIS DOCTORAL: Efectos de la comprensión con pérdida en las imágenes de teledetección y la cartografía resultante