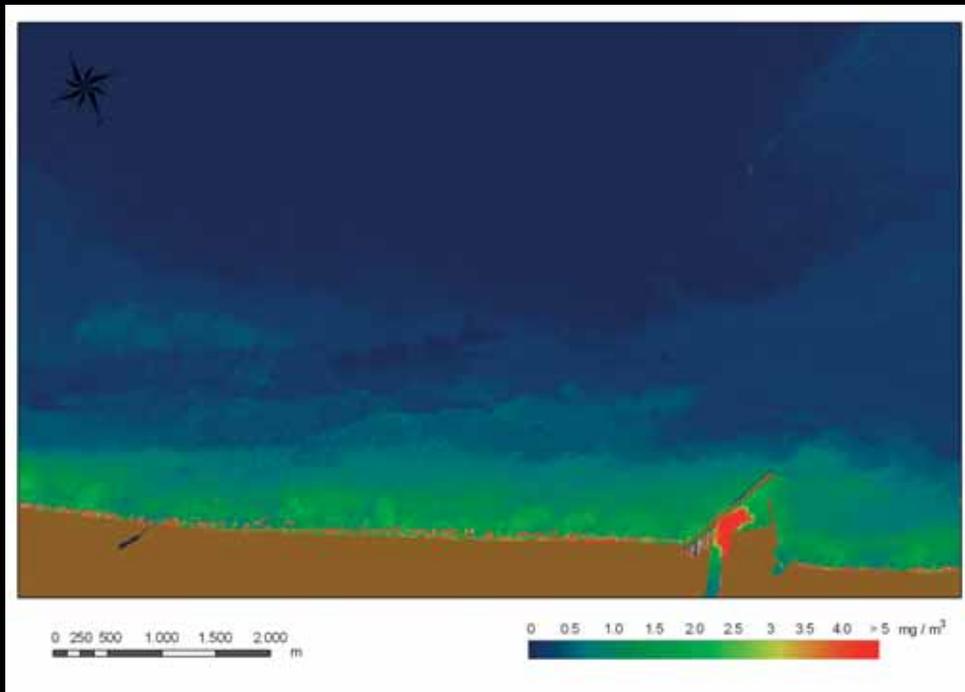


Revista de Teledetección

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

• Determinación del nivel freático del agua subterránea de una isla mediante imágenes del altímetro ASTER. <i>E. Caselles, C. Pitarch y V. Caselles.....</i>	5
• Comparación entre focos de calor MODIS y perímetros de área quemada en incendios mediterráneos. <i>E. Chuvieco, Y. Cifuentes, S. Hantson, A. Agustín López, R. Ramo y J. Torres</i>	9
• Estimation of chlorophyll «A» on the Mediterranean coast using a QuickBird image. <i>M. T. Sebastiá, J. Estornell, M. Rodilla, J. Martíl y S. Falco</i>	23
• Cambios en el IVN y su relación con disturbios antrópicos en la vegetación serrana de Córdoba, Argentina. <i>A. A. Brun, O. R. Campanella, A. J. Oggero y S. A. Suárez</i>	34
• Estimación del nivel freático a partir del NDVI Landsat en La Pampa del Tamarugal (Chile). <i>M. Ortiz, L. Morales, P. Silva y E. Acevedo</i>	42
• Servicio interoperable (WPS) de procesado de imágenes Landsat. <i>L. Pesquer, J. Masó, G. Moré, X. Pons, J. Peces y E. Doménech</i>	51
• Procedimiento simplificado para la caracterización de la textura del cultivo del frutal a nivel de parcela mediante los parámetros de Haralick. <i>R. Ciriza, M. González-Audicana y L. Albizua</i>	57
• Corrección radiométrica automática de imágenes Landsat TM mediante áreas pseudoinvariantes y modelización MODTRAN. <i>G. Moré, X. Pons, J. Cristóbal, L. Pesquer y O. Gonzalez</i>	67

CASO PRÁCTICO

• Revisando el concepto de resolución en teledetección. <i>A. Calle y P. Salvador</i>	74
• ¿QUIÉN ES QUIÉN? : El grupo LEO (Laboratory for Earth Observation) de la Universitat de València	80
• TESIS DOCTORAL : Patrones de biomasa de <i>Spartina</i> spp. en dos marismas costeras en la provincia de Buenos Aires	83
• TESIS DOCTORAL : Detección automática de edificios y clasificación de usos del suelo en entornos urbanos con imágenes de alta resolución y datos LiDAR	85
• TESIS DOCTORAL : Metodología basada en teledetección, SIG y geoestadística para cartografía y análisis de cambios en las cubiertas del suelo de la provincia de Granada.....	87
• TESIS DOCTORAL : Sinergia entre datos ópticos y de microondas pasivas para el estudio de variables biofísicas sobre coberturas naturales	90

Director

José Antonio SOBRINO

Dep. de Física de la Terra 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 Terra 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@lsiit.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

Editorial

Estimados socios y lectores,

En este número 37 de la Revista de Teledetección se publican un total de 8 artículos correspondientes a diversas temáticas, entre las que se encuentran la determinación del nivel freático del agua subterránea en una isla del Danubio con una imagen ASTER, la comparación entre focos de calor MODIS y perímetros de manchas quemadas generados a partir de imágenes Landsat, la estimación de clorofila-a en la costa mediterránea mediante una imagen QuickBird, el análisis de los cambios en el NDVI en una zona de vegetación en Argentina y su relación con los disturbios antrópicos, la estimación del nivel freático a partir del NDVI obtenido con imágenes Landsat en una zona de Chile, la presentación de un servicio interoperable para el procesado de imágenes Landsat, la descripción de un procedimiento simplificado para caracterizar la textura de un cultivo frutal a partir de los parámetros de Haralick y la corrección radiométrica de imágenes Landsat TM utilizando áreas pseudoinvariantes y modelización MODTRAN.

Este número incluye también la publicación de un caso práctico de marcado carácter académico, en el que se revisan los conceptos de resolución espacial, temporal, radiométrica y espectral.

La sección «¿Quién es quién?» corresponde al grupo *Laboratory for Earth Observation (LEO) de la Universitat de València*, constituido en 1998 y dedicado a la explotación de datos hiperespectrales y la asistencia al diseño de nuevos sensores para futuras misiones espaciales. La principal área de investigación en los últimos años es la medida de la fluorescencia inducida por la radiación solar en la vegetación, siendo el líder de la misión FLEX, candidata del programa *Earth Explorer* de la ESA.

En «Reseñas de Tesis» se incluyen un total de cuatro tesis doctorales: la primera de ellas desarrollada en la Universidad de Buenos Aires (Argentina) y dedicada al estudio de los patrones de biomasa en dos humedales costeros utilizando imágenes Landsat; la segunda realizada en el departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría de la Universitat Politècnica de Valencia y dedicada a la detección automática de edificios y clasificación de usos del suelo en zonas urbanas utilizando imágenes de alta resolución y datos LiDAR; la tercera desarrollada en el departamento de Geodinámica de la Universidad de Granada y dedicada a la cartografía y análisis de cambios en las cubiertas del suelo mediante teledetección, SIG y geoestadística; y por último la cuarta de ellas realizada en el Laboratorio de Procesado de Imágenes de la Universitat de València y dedicada al estudio de la sinergia entre datos ópticos y de microondas pasivas para el estudio de variables biofísicas de las cubiertas naturales.

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:

- a) Organización de reuniones, periódicas o no, para la exposición y discusión de trabajos científicos.
- b) Revista, actas, boletines y servicios de información bibliográfica.
- c) Organización de cursillos, conferencias y publicaciones para la difusión de la investigación científica en la relación de la Teledetección.
- d) Creación de Grupos temáticos de trabajo para el estudio de problemas concretos.
- e) Fomento de las enseñanzas y estímulo de la investigación en relación con las ramas de la ciencia vinculadas con Teledetección.
- f) 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.

Determinación del nivel freático del agua subterránea de una isla mediante imágenes del altímetro ASTER

E. Caselles, C. Pitarch y V. Caselles

*Departamento de Física de la Tierra y Termodinámica. Facultad de Física.
Universidad de Valencia. 46100 Burjassot (Valencia)*

Resumen

Para determinar el nivel freático del agua subterránea se usan, normalmente, medidas tomadas desde avión, determinaciones mediante resistímetros o realizando perforaciones. Esta forma de proceder requiere, aproximadamente, la toma de una muestra por hectárea, lo que alarga y encarece considerablemente este tipo de estudios. Sin embargo, la teledetección espacial constituye una herramienta ideal para determinar el nivel freático del agua subterránea. Así, en este trabajo, hemos utilizado las medidas obtenidas por el altímetro del satélite ASTER. El nivel freático del agua subterránea de una isla viene determinado, de forma aproximada, por la diferencia entre el nivel de cada punto de la isla y el que tenga el agua del río en ese momento. Así, el nivel freático del agua subterránea de una isla será, por tanto, variable a lo largo del año. Como zona de estudio hemos elegido una isla del Danubio, situada en las proximidades de la población de Roseti, en el partido judicial de Calarasi, en Rumania. Las coordenadas geográficas de la isla son: entre $44^{\circ} 07'$ y $44^{\circ} 13'$ de latitud Norte y entre $27^{\circ} 19'$ y $27^{\circ} 34'$ de longitud Este. El nivel freático del agua subterránea para la zona de estudio, determinado el 30 de junio de 2008, resultó tener un valor variable entre 1 y 8 m. Estos resultados se validaron mediante un mapa topográfico de la zona y la toma de muestras «in situ» en los diferentes pozos de la isla. El RMS resultante fue de 1 m.

Palabras clave: nivel freático, agua subterránea, altímetro, ASTER, isla, Danubio.

Abstract

Water table depth determination using aster altimeter data over an inland

To determine the water table depth it can be normally used airborne measurements, resistimeters determinations or perforation analyses. This way of procedure requires, approximately, taking a sample per hectare, which is expensive and time-consuming. However, remote sensing constitutes an ideal tool for determining water table depth. Then, in this work we have used the measurements carried out by the altimeter of ASTER satellite. The water table depth of an island can be approximately determined by means of the difference between the altitude of each point in the island and the altitude of the river in this moment. So, the water table depth of an island is variable trough the year. As study area we have selected an island of the Danube, located near the Roseti village, Calarasi district, in Romania. The geographical coordinates of the island are: between $44^{\circ} 07'$ and $44^{\circ} 13'$ N latitude and between $27^{\circ} 19'$ and $27^{\circ} 34'$ E longitude. The water table depth, measured on 30 June, 2008, was variable between 1 and 8 m. These results were validated using a topographical map of the area and taking some in situ samples at the island wells. An RMS of 1 m was obtained.

Key words: water table depth, ground water, altimeter, ASTER, island, Danube.

* Autor para la correspondencia: eduardo.caselles@uv.es

Recibido: 21-09-11; Aceptado: 30-01-12.

Introducción

La toma rutinaria de muestras del nivel freático del agua subterránea utiliza vuelos de avión, análisis con resistímetros o simplemente perforaciones. Estos métodos de diagnóstico han sido aceptados como consecuencia de la investigación básica llevada a cabo y el ingente número de pruebas que se han hecho desde su establecimiento. Una gran mayoría de los planes medioambientales y agrícolas requieren análisis del nivel freático. Las muestras de suelo son normalmente el resultado de promedios de 15 a 20 muestras individuales que se han tomado en zonas de 12 a 20 ha.

En algunos casos, como en zonas en las que se realiza agricultura de precisión, se recomienda tomar una muestra cada hectárea. Sin embargo, y aunque los análisis del nivel freático son muy necesarios, son muy costosos y laboriosos a la vez.

Por ello, mediante la teledetección y proyectos como GRACE (Gravity Recovery and Climate Experiment), un experimento de observación y análisis de los cambios en el clima de la NASA, se puede monitorizar vía satélite las diferencias en el nivel subterráneo del agua. Posibilitando procesos de análisis menos costosos y estudios en lugares aislados o de difícil acceso (Rodell and Famiglietti, 2002; Becker, 2006; Rodell *et al.*, 2007; Strassberg *et al.*, 2007; Abbel-Hady an Karbs, 1971; Reutov and Shutko, 1992).

El objetivo de este artículo es proporcionar mapas de nivel freático para una isla del Danubio.

Metodología y resultados

No se disponía de mapas geológicos ni de mapa de usos de suelos, por ello se utilizaron imágenes ASTER de la isla. ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer) es un instrumento a bordo del satélite Terra, puesto en órbita en Diciembre de 1999 como parte del Sistema de Observación de la Tierra (EOS) de la NASA. La Tabla 1 muestra información sobre las características del altímetro incluido en el ASTER.

El nivel freático en una isla viene altamente afectado por el nivel de agua del río, en nuestro caso por el nivel de las aguas del Danubio. En el peor de los escenarios, el nivel freático sería el mismo que el del río (Boluda, 2010). Así determinando la diferencia entre la altura de un punto cualquiera y la altura de las aguas del Danubio podemos conocer fácilmente el nivel freático de las aguas en ese punto.

Mapa del nivel freático del agua subterránea de la Isla del Danubio

El mapa del nivel freático del agua subterránea de la isla del Danubio viene dado en la Figura 1. Así, tenemos 8.279 ha con un nivel freático de 2 metros o menos, 1.504 ha con un nivel freático de 3 metros, 1.095 con un nivel freático de 4 metros, 812 ha con un nivel freático de 5 metros, 649 ha con un nivel freático de 6 metros, 506 ha con un nivel freático de 7 metros y 976 ha con un nivel freático de 8 o más metros.

Tabla 1. Características del altímetro del ASTER

Características	VNIR	SWIR	TIR
Rango espectral	Banda 1: 0,52-0,60 μm Banda 2: 0,63-0,69 μm Banda 3: 0,76-0,86 μm	Banda 4: 1,600-1,700 μm Banda 5: 2,145-2,185 μm Banda 6: 2,185-2,225 μm Banda 7: 2,235-2,285 μm Banda 8: 2,295-2,365 μm Banda 9: 2,360-2,430 μm	Banda 10: 8,125-8,475 μm Banda 11: 8,475-8,825 μm Banda 12: 8,925-9,275 μm Banda 13: 10,25-10,95 μm Banda 14: 10,95-11,65 μm
Resolución espacial	15 m	30 m	90 m
Frecuencia de muestreo (Mbits/s)	62	23	4,2
Resolución transversal (km)	± 318	± 116	± 116
Ancho de imagen (km)	60	60	60

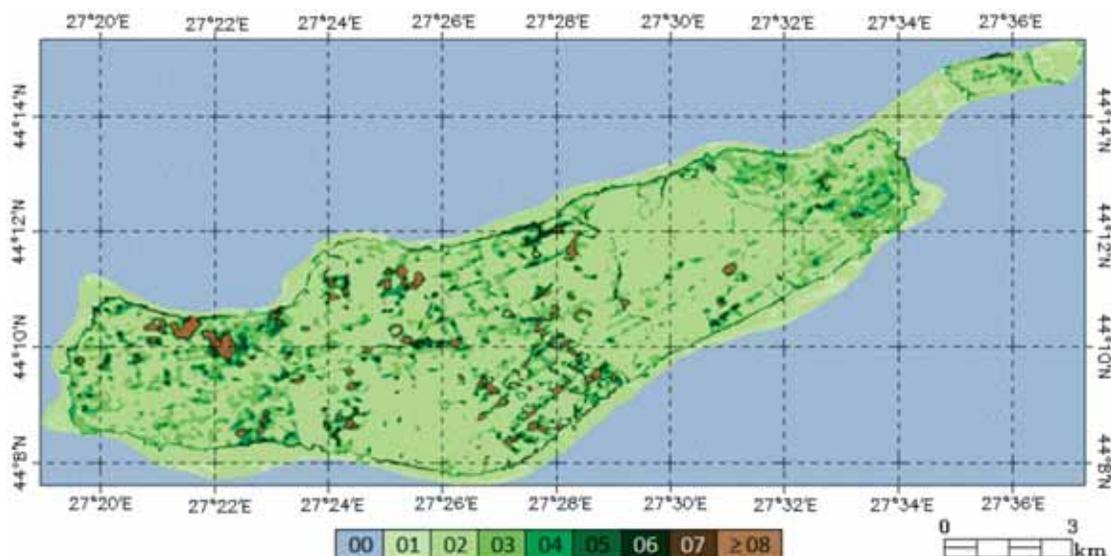


Figura 1. Mapa del nivel freático del agua subterránea de la isla del Danubio obtenido con el altímetro del ASTER. Este mapa se realizó el 30 de junio de 2008. Las unidades son metros.

Como la altura de la superficie de la isla se ha medido utilizando un altímetro localizado a bordo de un satélite, ha sido necesario filtrar las medidas para eliminar los datos erróneos.

En nuestro caso los errores en alturas fueron causados por grupos de álamos situados en los bordes de la isla.

Validación de resultados

Para validar los resultados obtenidos, hemos usado un mapa topográfico del Servicio Topográfico de la Unión Soviética que nos ha gentilmente proporcionado el Instituto Cartográfico de Cataluña. A partir de éste hemos obtenido, siguiendo el mismo procedimiento, un nuevo mapa del nivel freático del agua subterránea de la isla del Danubio (Fig. 2).

El mapa topográfico de la URSS se realizó en el verano de 1991. Como la altitud de la isla no ha experimentado cambios en el tiempo, consideramos que el mapa topográfico y la imagen ASTER son perfectamente comparables.

Se observa una buena correspondencia entre ambos mapas salvo en la parte sur situada alrededor de los 44° 9' N y 27° 26' E donde los valores de la Figura 1 son menores que los de la Figura 2. Ello puede ser debido a trabajos realizados en la isla durante el periodo transcurrido entre las fechas de los dos mapas.

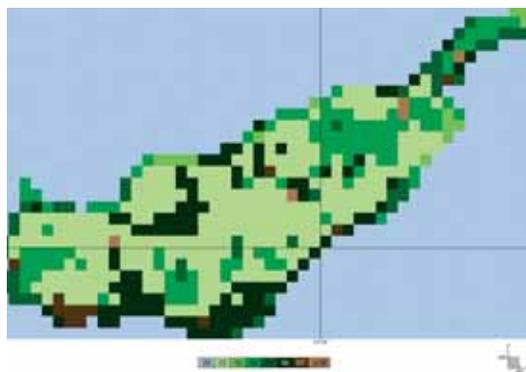


Figura 2. Mapa del nivel freático obtenido a partir del mapa topográfico de la Unión Soviética de 1991. Las unidades son en metros.

El nivel freático del agua subterránea para la zona de estudio, determinado el 30 de junio de 2008, resultó tener un valor variable entre 1 y 8 m. Estos resultados se validaron además con la toma de 10 muestras «in situ» llevadas a cabo en los días más próximos posible a la fecha establecida para el estudio, en los diferentes pozos existentes en la isla. El RMS resultante fue de 1 m.

Conclusiones

Para determinar el nivel freático del agua subterránea se usan, normalmente, medidas tomadas desde avión, determinaciones mediante resistímetros o perforaciones. Esta forma de

proceder requiere, aproximadamente, la toma de una muestra por hectárea, lo que alarga y encarece considerablemente este tipo de estudios. Sin embargo, la teledetección espacial constituye una herramienta ideal para determinar el nivel freático del agua subterránea. Así, en este trabajo, hemos utilizado las medidas obtenidas por el altímetro del satélite ASTER.

El nivel freático del agua subterránea de una isla viene determinado, de forma aproximada, por la diferencia entre el nivel de cada punto de la isla y el que tenga el agua del río en ese momento. Por tanto, dicho nivel freático será variable a lo largo del año.

Como zona de estudio hemos elegido una isla del Danubio, situada en las proximidades de la población de Roseti, en el partido judicial de Calarasi, en Rumania. El nivel freático del agua subterránea para la zona de estudio, determinado el 30 de junio de 2008, resultó tener un valor variable entre 1 y 8 m. Estos resultados se validaron mediante un mapa topográfico de la zona y la toma de muestras «in situ» en los diferentes pozos de la isla. El RMS resultante fue de 1 m.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la GV (proyecto PROMETEO/2009/086) y al MICINN (pro-

yecto CGL2010-17577) la financiación recibida.

Referencias

- ABDEL-HADY, M., & KARBS, H. H. 1971. Depth to ground-water table by remote sensing. *Journal of the Irrigation and Drainage Division* 97: 355-367.
- BECKER, M. W. 2006. Potential for Satellite Remote Sensing of ground Water. *Ground Water* 44: 306-318.
- BOLUDA, R., 2010. Personal Communication.
- REUTOV, E., A., & SHUTKO, A. M. 1992. Estimation of the depth to a shadow water -table using microwave radiometry. *International Journal of Remote Sensing* 13: 2223-2232.
- RODELL, M., & FAMIGLIETTI, J. S. 2002. The potential for satellite-based monitoring of groundwater storage changes using GRACE: the High Plains aquifer, Central US. *Journal of Hydrology* 263: 245-256.
- RODELL, M., CHEN, J., KATO, H., FAMIGLIETTI, J. S., NIGRO, J., & WILSON, C. R. 2007. Estimating ground water storage changes in the Mississippi River basin (USA) using GRACE. *Hydrogeology Journal* 15: 159-166.
- STRASSBERG, G., SCANLON, B. R., & RODELL, M. 2007. Comparison of seasonal terrestrial water storage variations from GRACE with groundwater-level measurements from the High Plains Aquifer (USA). *Geophysical Research Letters* 34: L14402. doi: 10.1029/2007GL030139

Comparación entre focos de calor MODIS y perímetros de área quemada en incendios mediterráneos

E. Chuvieco, Y. Cifuentes, S. Hantson, A. Agustín López,
R. Ramo y J. Torres

Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá

Resumen

Los puntos de calor del sensor MODIS se han utilizado extensamente como aproximación a la ocurrencia del fuego, especialmente en aquellos territorios en donde las estadísticas de incendios forestales no están disponibles. Con ser de gran interés, esta información no recoge completamente las características de los incendios en un determinado territorio, ya que está bastante influenciada por la duración y tamaño de los fuegos. En este trabajo se realiza una comparación entre perímetros de manchas quemadas, generados de imágenes multitemporales Landsat, y los puntos de calor MODIS para cinco imágenes situadas en distintas zonas mediterráneas de España, Portugal y Chile central. La serie incluye varios años de estudio en cada imagen, de cara a analizar las tendencias temporales.

La comparación entre las dos fuentes indica que los puntos de calor MODIS detectan la ocurrencia de grandes incendios (> 500 ha) con alta confiabilidad (errores de omisión generalmente inferiores al 5%), pero son poco confiables para los pequeños (<50 ha), en los que se ha observado un error de omisión cercano al 80%. Los errores de comisión (falsos positivos) se estiman en un 15%, y están asociados principalmente a suelos agrícolas que alcanzan altas temperaturas en verano. No se observa una relación muy clara entre el nivel de detectabilidad de incendios y las formas de los mismos. El nivel de confianza asignado por los diseñadores del producto MOD14 está altamente relacionado con el nivel de detección, si bien la categoría intermedia de fiabilidad también ofrece buenos resultados. Para las zonas de estudio, se estima que cada punto de calor equivale a una superficie quemada promedio de 81 ha.

Palabras clave: Detección de incendios, MODIS, puntos de calor, Landsat, Áreas quemadas, Validación

Abstract

Agreement between MODIS hotspots and burned area perimeters in mediterranean fires

MODIS hotspots have been widely used as a proxy of fire occurrence, especially in those areas where forest fire statistics are scarce or not available. Even acknowledging the interest of hotspots to analyze fire patterns, they do not show all characteristics of fire regimes in a particular area, as the detection rates are very much influenced by fire length and size. This paper compares a time series of fire perimeter data generated from multitemporal analysis of Landsat-TM data and hotspots derived from the MODIS sensor (MOD14). The five study sites are located in Mediterranean areas of Spain, Portugal and central Chile. The time series includes several years for each study site, to tackle temporal trends in fire occurrence to hotspots relations.

The comparison between hotspots and fire perimeters shows that the MODIS MOD14 product detects large fires (>500 ha) with high reliability (omission errors generally lower than 5%), but they do not properly detect small fires (<50 ha), which have omission errors close to 80%. Commission errors (false positives) are generally around 15% and mostly occur in agricultural areas with dry-hot soils in summer time. The confidence level assigned by the MOD14 product designers shows a clear relation

* Autor para la correspondencia: emilio.chuvieco@uah.es

Recibido: 31-10-11; Aceptado: 01-02-12

with the detection level, although the intermediate confidence level also shows good detection levels. For the study sites, the average burned surface for each hotspot was calculated at 81 ha.

Keywords: Fire detection, MODIS, hotspots, Landsat, Burned areas, Assessment.

Introducción

Numerosos autores han puesto de relieve la importancia que los incendios forestales o quemadas de biomasa tienen en el balance atmosférico del planeta (Randerson *et al.*, 2006; van der Werf *et al.*, 2010), así como en la distribución de la vegetación (Bond *et al.*, 2005; Kloster *et al.*, 2010) y en las transformaciones del uso del suelo (Bowman *et al.*, 2009).

Pese a esa importancia, todavía tenemos bastante incertidumbre sobre la cantidad e intensidad de los impactos del fuego. Al tratarse de un fenómeno global, que se produce mayoritariamente en zonas poco pobladas, los datos estadísticos sobre áreas quemadas son escasos y poco fiables, mientras apenas hay información sobre otros elementos de gran interés para entender los efectos de los incendios, como es el caso de la biomasa consumida en las quemadas o la severidad del fuego.

La teledetección supone una fuente de información crucial para entender mejor la magnitud e impacto de las quemadas. En lo que se refiere a la superficie quemada, los inventarios globales más recientes estiman que se queman anualmente en el mundo entre 3.2 y 3.8 millones de km² (Chang y Song, 2009; Giglio *et al.*, 2010; Roy *et al.*, 2008; Tansey *et al.*, 2008), una superficie similar a la de la India. Si comparamos esa cifra con los apenas 0.6 millones de km² que señalan las estadísticas oficiales de la FAO (Food and Agriculture Organization, 2010), se comprenden las limitaciones de las

fuentes oficiales, que no recogen información de muchos países tropicales en desarrollo, en donde el fuego tiene un impacto muy considerable.

Hasta el momento, las metodologías más empleadas en teledetección para evaluar los impactos de los incendios se han basado en dos tipos de información (tabla 1). Por un lado, en los focos activos detectados por sensores con bandas en el infrarrojo medio (en torno a 3.7 micras); por otro, los polígonos quemados tras el incendio, a partir de analizar el cambio en la reflectividad de algunos canales del espectro solar (principalmente infrarrojo cercano y SWIR). El primer enfoque ha sido el más extendido, pues un incendio lleva consigo un gran contraste con la temperatura ambiente y su detección es relativamente sencilla (siempre que el área ardiendo tenga un cierto tamaño y el sensor posea buena sensibilidad térmica). Sin embargo, con este enfoque no podemos detectar más que lo que esté ardiendo cuando pasa el satélite, por lo que supone un muestreo de lo que realmente ha ardido. Por el contrario, la detección de área quemada permite determinar toda la superficie afectada por el fuego, pero el contraste espectral con las zonas no quemadas es menos intenso que en el ámbito térmico, lo que lleva consigo mayores incertidumbres en la caracterización. Ambos enfoques comparten el mismo problema de la sensibilidad a la cobertura nubosa, si bien en el infrarrojo medio podría detectarse un foco activo si las nubes no son muy densas. También existen

Tabla 1. Enfoques empleados para estimar impactos de incendios forestales a escala global

	Puntos de Calor	Área quemada
Sensores	AVHRR, ATSR, MODIS, TRMM	AVHRR, ATSR, MODIS, VGT, MERIS
Disponibilidad temporal	Teórica >1981 (no global) Práctica (>2000)	Baja resolución >1981 (PAL) Alta (>2000)
Contraste espectral	Alto	Medio-bajo
Precisión espacial	Focos activos	Mancha quemada
Fiabilidad	Alta (>50 ha)	Variable

algoritmos híbridos, que consideran simultáneamente los puntos de calor y los cambios de reflectividad post-incendio (Giglio *et al.*, 2009)

Esa mayor facilidad para la detección explica que los puntos de calor se hayan utilizado en múltiples análisis sobre el impacto global de los incendios, tanto para estimación de emisiones (van der Werf *et al.*, 2004; van der Werf *et al.*, 2006), como para definir regímenes de incendio (Csiszar *et al.*, 2005; Chuvieco *et al.*, 2008; Dwyer *et al.*, 2000; Harrison *et al.*, 2010). Los sensores más empleados en esta tarea han sido el NOAA-AVHRR, el ERS-ATSR y el MODIS, a bordo de los satélites Terra-Aqua. Este último sensor es el único que se diseñó para detectar puntos de calor, por lo que cuentan con una sensibilidad térmica idónea para esta tarea y facilita los resultados más precisos.

A partir de los puntos de calor se ha intentado también estimar área quemada, bien aplicando alguna fórmula que relacionara el número de puntos detectados con la superficie total afectada (Giglio *et al.*, 2005b; van der Werf *et al.*, 2003), bien empleando los puntos de calor como semilla para guiar el algoritmo de área quemada sobre imágenes pre y post-incendio (Fraser *et al.*, 2000; Giglio *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2003; Pu *et al.*, 2007; Roy *et al.*, 1999). En ambos casos, resulta clave esclarecer qué relación hay entre punto de calor y superficie quemada, o dicho de otra forma, cuántos incendios no son detectados por los puntos de calor, cuántos de los puntos detectados como incendio son realmente tales, y, en caso afirmativo, a qué superficie quemada equivale cada punto detectado.

Este es el objetivo principal del presente artículo, que pretende comparar puntos de calor y superficies quemadas en varias zonas de ecosistema mediterráneo (España, Portugal y Chile central), determinando su grado de fiabilidad y su dependencia de algunos factores de error potencial, como el tipo de cobertura, el tamaño del incendio o su forma. Aunque hay varios trabajos que han validado la fiabilidad de los puntos de calor (Csiszar *et al.*, 2006; Morissette *et al.*, 2005; Schroeder *et al.*, 2008), siempre se ha hecho con imágenes térmicas de incendios activos (principalmente ASTER), que recogen también las características del

frente de llamas. Comparar puntos de calor con perímetros quemados no supone propiamente validar los puntos de calor, sino analizar qué ventajas y limitaciones tienen estos productos de cara a utilizarlos como buenos descriptores del impacto del fuego en un determinado territorio.

Métodos

Datos de partida

Para este trabajo se han seleccionado cinco áreas de estudio, correspondientes a distintas regiones de ecosistema mediterráneo (figura 1). Cada una de ellas se define por el área abarcada por una escena Landsat. Los sectores seleccionados cubren el centro de Portugal (escena 204/032 del catálogo Landsat), el occidente peninsular español (203/031), la región central española (próxima al P.N. Cabañeros, 201/033), el litoral mediterráneo (199/032) y la región central de Chile (escena 233/083). Todas estas zonas tienen una importante recurrencia de incendios, al tratarse de vegetación principalmente esclerófila (coníferas, matorrales y pastizales), afectada por una importante sequía estival y con actividades humanas que tienden a utilizar el fuego de modo recurrente.

Las imágenes empleadas para este trabajo se han descargado del servidor glovis (<http://glovis.usgs.gov/>). Se han seleccionado las imágenes de cada escena disponibles entre los años 2000 y 2010, preferentemente aquellas con menor cubierta nubosa y que no estuvieran afectadas por el efecto SLC-off (que su-

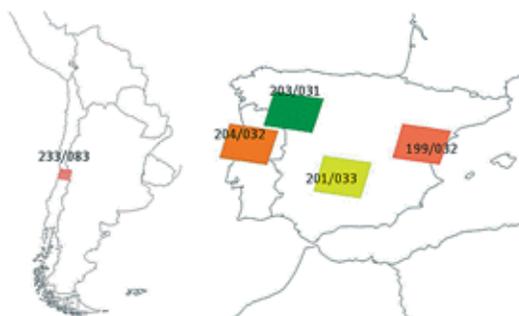


Figura 1. Áreas de estudio seleccionadas.

Tabla 2. Imágenes empleadas para este proyecto

Área de estudio	Descripción	Número de años	Número de imágenes	Número de años sin bandeado	Número de imágenes sin bandeado
203/031	Occ. España	7	23	3	8
201/033	Cabañeros	6	24	2	17
199/032	Litoral Med.	10	20	5	12
204/032	Portugal	9	18	3	6
233/083	Chile	10	20	4	8
Total		42	105	17	51

ponen pérdida de bandas entre las líneas observadas para las imágenes ETM+ a partir de 2003). En total se han procesado 122 imágenes Landsat, de las que se han extraído los perímetros quemados (tabla 2).

En aquellas imágenes que estaban afectadas por el bandeado de las imágenes ETM+ no fue posible realizar el cálculo de tamaño de los perímetros quemados, ya que pueden aparecer manchas quemadas interrumpidas por sectores no observados por el sensor. Eso implicaría que el tamaño real del perímetro quemado no correspondería a la realidad, ya que varias zonas afectadas no se incluirían en el mismo, o que la misma mancha quemada se fraccione en varias, distorsionando también el número real de perímetros quemados (figura 2). Por esta razón, tratamos de utilizar imágenes TM en lugar de ETM+ cuando fuera posible. En caso de que hubiera una buena cantidad de imágenes ETM+ en el archivo disponible, se han empleado varias imágenes para cada temporada de incendios, de tal forma que pudieran completarse los perímetros quemados con datos de otras fechas post-incendio. Para los años en los que no ha-

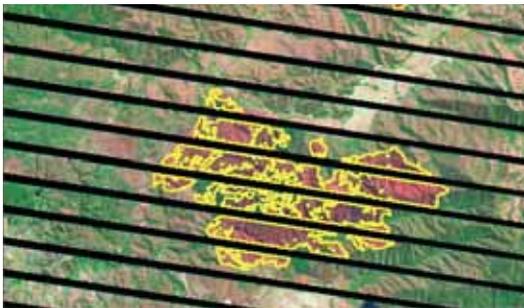


Figura 2. Perímetros quemados interrumpidos por efecto del bandeado de las imágenes ETM+ (ejemplo de una imagen en Chile central, escena 233/083).

bía disponible esa serie de imágenes en el archivo Landsat, no se consideraron en los análisis, salvo para calcular los errores de comisión.

Para los mismos periodos y zonas correspondientes a las imágenes Landsat, se descargaron los puntos de calor MODIS, empleando el servidor cartográfico del proyecto FIRMS (<http://firefly.geog.umd.edu/download/>). Estos datos provienen del producto MOD14 (Collection 5), y están en formato shape de ArcGISTM, disponibles en coordenadas geográficas (WGS 84), donde el punto representa el centroide de un pixel de 1 km. Para cada punto, se indica también su grado de fiabilidad en tres categorías: baja, media y alta, extraída de los datos de calidad que incluye el producto estándar MOD14 (Giglio, 2005). Los puntos de calor MODIS corresponden a las adquisiciones de este sensor a bordo de los satélites Terra (desde 2000 en adelante) y Aqua (desde 2002 en adelante). El primero pasa en torno a las 10.30 y 22.30 h por el Ecuador y el segundo a las 13.30 y 1.30 h. Por tanto, hay al menos cuatro adquisiciones diarias disponibles (para las zonas boreales, habrá más, al tener mayor solape), a partir de 2002, y dos entre 2000 y 2002, lo que afecta a la detectabilidad de incendios que realiza este sensor.

Extracción de los perímetros quemados

La obtención de los perímetros quemados para cada área de estudio y año de referencia se realizó utilizando un programa semi-automático desarrollado por Aitor Bastarrika para la cartografía de áreas quemadas sobre imágenes Land-

sat (Bastarrika *et al.*, 2011). Este programa parte de imágenes multitemporales (antes y después del incendio), admitiendo varias posteriores y realizando posteriormente su integración en la serie anual. El algoritmo se basa en una metodología de dos fases, semillado y contexto, y emplea diversos índices espectrales. Los umbrales se generaron a partir de una clasificación en árbol realizada por los autores del algoritmo, pero pueden modificarse por el usuario. La fase de contexto parte de las semillas obtenidas en la primera fase y aplica un algoritmo de crecimiento de regiones, a partir de una variable de crecimiento generada por regresión logística sobre la imagen post-incendio.

Los resultados de la extracción automática se validaron visualmente comparando las imágenes anteriores y posteriores al incendio, corrigiéndolos manualmente cuando se vio necesario. La validación se realizó por un intérprete que no había intervenido en la generación de los perímetros, de tal forma que se asegura una alta calidad en el proceso. En caso de desacuerdos se revisaron los perímetros entre los dos intérpretes o se acudió a un tercero que resolviera las diferencias.

Es importante tener en cuenta que el algoritmo empleado distingue entre zonas quemadas, no quemadas y no observadas. Estas últimas refieren a sectores de la imagen sobre las que no hay datos fiables, ya sea por fallos en el sensor (efecto SLC en las imágenes ETM+), o por nubes. En el caso de las nubes, se enriqueció la interpretación automática con una máscara visual en aquellos sectores mal detectados automáticamente. Las zonas no observadas se excluyen del análisis de áreas quemadas, puesto que no podemos saber si están bien o mal detectadas.

Proceso de los datos

Para cada escena, se extrajeron los puntos de calor que correspondían a las fechas incluidas entre las imágenes de referencia, tomadas como anterior y posterior a los incendios. Lógicamente se extrajeron sólo los puntos correspondientes al marco abarcado por las imágenes, incluyendo un pequeño corredor de 500 m en torno al mismo, ya que las coordenadas

de los puntos de calor se refieren al centro de cada píxel, pero realmente corresponden a píxeles de 1 km² aproximadamente.

Con estos datos, se calcularon una serie de métricas descriptivas, como sería la superficie quemada en cada año, el número de incendios totales y los correspondientes a cuatro rangos de tamaño: < 50 ha, 50-100 ha, 100-500 ha, y > 500 ha.

A partir de distintos análisis espaciales, se calcularon las siguientes métricas para cada área de estudio y año:

— Incendios omitidos por tamaño de incendio. Se considera que existe un error de omisión cuando el perímetro quemado no tienen ningún punto de calor a menos de 1500 m de sus bordes. La franja de 1500 m se considera una estimación conservadora del efecto de posibles desplazamientos geométricos entre la imagen MODIS y la Landsat. Se asume que los incendios más pequeños serán más difícilmente detectables.

— Incendios omitidos por nivel de fiabilidad. El mismo planteamiento anterior, pero, en este caso, se analiza la tasa de omisión en función de la confiabilidad de los puntos de calor. Este dato se asigna por el algoritmo de detección del producto MOD14 en función de la calidad esperable en la detección (Giglio *et al.*, 2003). Se asume que los puntos con mayor nivel de confiabilidad presentarán tasas de detección mejores.

— Incendios omitidos por tipo de cobertura. Se relacionan los incendios detectados y omitidos por los puntos de calor con la cobertura del suelo dominante del área quemada en cada incendio. En este caso, se parte de la hipótesis que la cobertura del suelo afecta a la calidad de las detecciones, siendo más sencillos de detectar los que corresponden a cubiertas con mayor biomasa, puesto que tendrán temperaturas de combustión más altas. En el caso de España, la cobertura del suelo se extrajo de la base cartográfica del Corine Land Cover 2000 (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2000-clc2000-seamless-vector-database>). Para Chile central, esta información se obtuvo del «Catastro y Evaluación de Recursos Vegetacionales Nativos de Chile» (CONAF-CONAMA-BIRF 1999)

— Errores de omisión por forma. La compacidad de la forma del perímetro quemado se consideró que podría afectar a la detección, siendo más sencillo detectar áreas con perímetros circulares y que sería más complejo detectar los alargados, para un mismo tamaño obviamente. Se definió la forma a partir del índice de compacidad de Gravelius (Bendjouidi y Hubert, 2002), que relaciona el perímetro de una mancha (P) y el perímetro de una circunferencia con la misma superficie que esa mancha (Ac):

$$K = 0.282 \frac{P}{\sqrt{Ac}} \quad [1]$$

La mancha será tanto más circular cuanto el índice sea más cercano a 1, aumentando cuando la mancha sea ovalada a rectangular.

— Errores de comisión. Aquellos puntos que no tienen ningún perímetro quemado a menos de 1.500 m de distancia se consideran detecciones incorrectas (falsos positivos). Se evalúa la cantidad total de puntos no asociados a perímetros, respecto al total de puntos de calor.

— Errores de comisión por cobertura del suelo. Puntos de calor no asociados a perímetros quemados para cada tipo de cobertura respecto al total de detectados. Se considera que las falsas detecciones pueden asociarse a cubiertas con presencia mixta de vegetación y suelo, a zonas urbanas o a suelos calientes.

— Finalmente, hemos calculado el número medio de puntos de calor que cae en cada perímetro quemado, considerando tamaños de incendios. Esto permitiría estimar superficies a partir de puntos.

Resultados

Incidencia del fuego en las áreas de estudio

En los 25 años acumulados y 5 zonas de estudio que presentamos en este trabajo se han cartografiado un total de 3.953 incendios, que han quemado 363.498 hectáreas. En la serie analizada, destaca especialmente el dato de Portugal, en 2003, momento en el que se quemaron más de 132.000 ha en 92 incendios. Este dato altera notablemente la serie, y fue debido a una estación particularmente severa de incendios en nuestro país vecino. El promedio de tamaño para los incendios para todas las zonas de estudio es de 92 ha, pero si exceptuamos el dato anómalo de Portugal 2003, el tamaño baja hasta 60 ha quemadas por incendio. Los incendios son más pequeños en Chile, con un promedio de 39 ha, tienen un valor intermedio en el centro de España (Cabañeros, 96 ha) y Portugal (95 ha, exceptuando el 2003) y son más altos en el interior de Valencia, con un promedio de 202 ha.

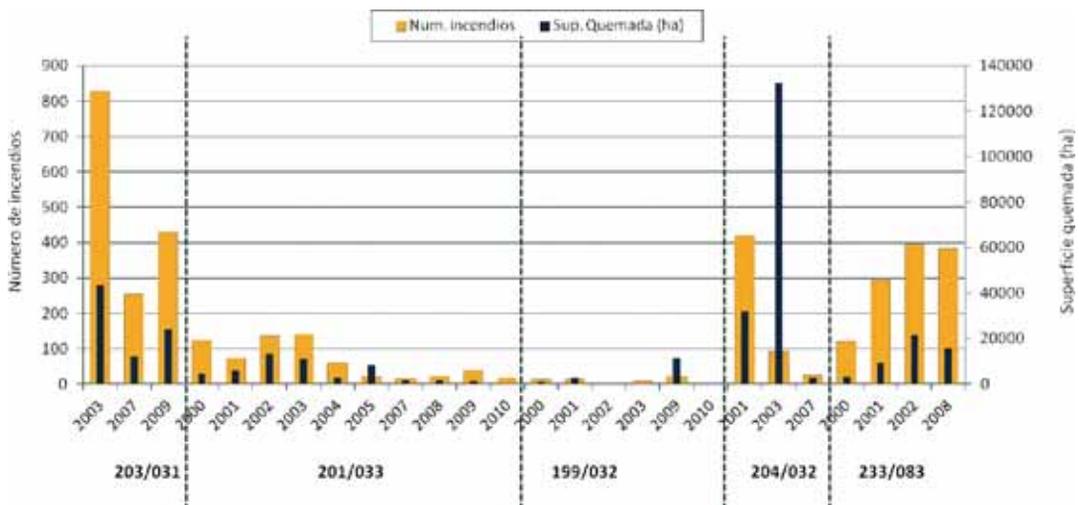


Figura 3. Distribución del número de incendios (línea) y superficie quemada (barras) por años en las distintas zonas de estudio.

Tabla 3. Distribución de los incendios por tamaños

Tamaño (ha)	Número de incendios	%	Área quemada (ha)	%
< 50 ha	3.216	81,36	38.923	10,71
50-100 ha	298	7,54	21.009	5,78
100-500 ha	349	8,83	72.366	19,91
> 500 ha	90	2,28	231.200	63,60
Total	3.953	100,00	363.498	100,00

Se observa una relación clara entre el número de incendios y la superficie quemada $r^2 = 0.87$ si exceptuamos el dato de Portugal de 2003, que alterna sustancialmente toda la serie. También sin considerar ese caso anómalo, el tamaño promedio de los incendios tiene una baja correlación tanto con el número de incendios ($r^2 = 0.04$) como con la superficie quemada ($r^2 = 0.001$), lo que indica que son bastante estables en cada zona de estudio, independientemente de que sea una temporada especialmente grave o no, siempre que no sea catastrófica. Por ejemplo, en el occidente peninsular (escena 203/031) el año 2003 se quemó casi cuatro veces más superficie que en 2007, y dos veces más que en 2009, pero el área promedio es muy similar en los tres años. En Cabañeros (201/033), los años de mayores incendios no se dan en las peores estaciones, ya que el mayor tamaño promedio anual (391 ha) se da en un año de incidencia media-alta, pero no extrema. Aquí sí se observa una mayor variabilidad de tamaños entre estaciones, desde los 14 ha por incendio de 2010 hasta las 390 de 2005.

La distribución del conjunto de los incendios por tamaños muestra un claro sesgo hacia

los incendios más pequeños, como es habitual en este fenómeno (tabla 3). El 81% de los incendios son menores de 50 ha, pero queman únicamente el 11 % de la superficie afectada. Por el contrario, el 2% de los incendios más grandes (superiores a 500 ha) queman más del 63% de la superficie, que se eleva al 84% si consideramos los superiores a 100 ha.

Relación entre puntos de calor y superficie quemada

Antes de analizar con más detalle las diferencias y acuerdos entre la detección de incendios que realizan los puntos de calor y los perímetros quemados Landsat, conviene hacer un primer análisis que muestre las tendencias entre estos dos conjuntos de datos. La relación entre puntos de calor y número de incendios es bastante baja ($r^2 = 0.10$: figura 4), puesto que existe una gran dispersión en los tamaños de los incendios, sobre todo si se consideran los datos de Portugal 2003, con una gran cantidad de incendios de gran tamaño, como hemos indicado. Si prescindimos de ese año, la relación aumenta notablemente ($r^2 = 0.76$), si bien se observan

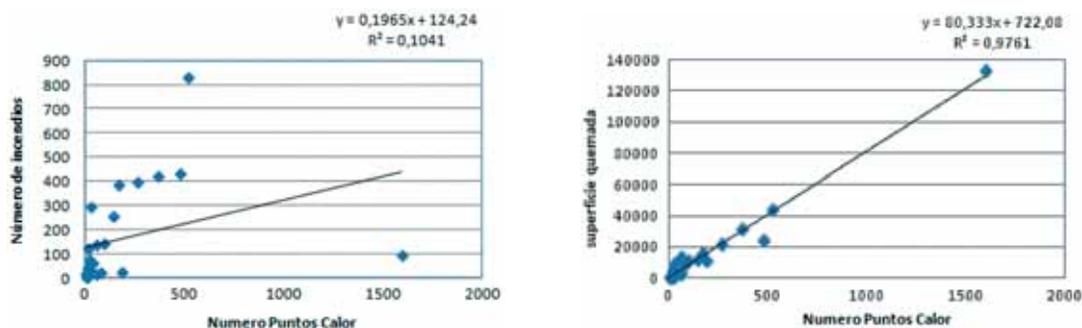
**Figura 4.** Relaciones entre puntos de calor y número de incendios (arriba) y superficie quemada (abajo).

Tabla 4. Error de omisión del producto MOD14 por tamaño de incendios

	< 50 ha	50-100 ha	100-500 ha	> 500 ha
203/031	0,86	0,73	0,62	0,30
201/033	0,80	0,69	0,43	0,29
199/032	0,73	0,00	0,00	0,00
204/032	0,68	0,46	0,31	0,00
233/083	0,87	0,74	0,52	0,56
Total	0,83	0,69	0,51	0,20

años con múltiples incendios pequeños en la imagen del occidente peninsular (203/031).

Por el contrario, las relaciones entre número de puntos de calor y superficie quemada es magnífica, tanto incluyendo la zona de Portugal 2003 ($r^2 = 0,976$), como sin considerar ese periodo especialmente catastrófico ($r^2 = 0.879$)

Incendios omitidos por los puntos de calor

En lo que se refiere a la capacidad de los puntos de calor para detectar perímetros quemados, dividimos la exposición entre los errores de omisión (falsos negativos) y los de comisión (falsos positivos). En teoría, la omisión puede venir dada o bien porque el incendio es muy pequeño para ser detectado por el sensor, o bien muy corto en el tiempo para estar activo en el momento de pasar el satélite.

En el caso del conjunto de datos que estamos analizando, se cumplen las expectativas iniciales, ya que claramente el error de omisión disminuye directamente con el tamaño de los incendios (tabla 4). Para los incendios más pequeños de 50 ha, los errores son muy altos en todas las zonas de estudio (entre 0.68 de Portugal y 0.87 de Chile), con un valor promedio de 0.83. Por el contrario, los incendios mayores tienen tasas de omisión relativamente bajas, salvo en el caso de Chile, en donde se observa una detección bastante baja, puesto que de los 9 incendios mayores a 500 ha sólo se detectaron 4. Para el centro de Portugal y el litoral mediterráneo, las tasas de detección de los incendios mayores son muy buenas (no hay errores de omisión), mientras en el occidente y centro peninsular se sitúan en torno al 0.3. La media global para los incendios superiores

a 500 ha es de 0.2, llegando a 0.4 si incluyéramos los incendios más grandes de 100 ha.

En la figura 5 se observa visualmente la relación entre perímetros y puntos de calor, para los casos de las escenas de Cabañeros y de Chile central. Se detecta cómo los incendios pequeños frecuentemente no tienen asociados puntos y algunos de los grandes, sólo en su inicio o finalización.

Para analizar la calidad de las tasas de detección en los distintos niveles de confiabilidad que señala el producto estándar MODIS, comparamos el número de perímetros detectados en cada nivel de confiabilidad, respecto al total detectado. Como cabría esperar (tabla 5), la tasa de detección aumenta para los puntos de calor más fiables, aunque no hay una diferencia muy evidente entre el nivel 2 y 3 (confiabilidad mayor del 30% o del 80%, respectivamente). De hecho, la tasa de detección es algo mayor para la confiabilidad intermedia en algunas de las zonas de estudio (Portugal), mientras se iguala en Chile central y costa mediterránea, y es ligeramente inferior en las otras dos. La confiabilidad más baja (<30%) presenta tasas de detección muy pequeñas, casi siempre inferiores al 5%.

En cuanto a la influencia de la cobertura del suelo en la tasa de detección, se ha considerado la clase de cobertura más frecuente en cada área (tabla 6), incluyendo sectores periurbanos, en donde son frecuentes los incendios en la zona de Chile central. Tal y como podíamos asumir, la tasa de detección es más alta (la omisión disminuye) para las clases con mayor biomasa (cubierta arbolada o matorral), frente al pastizal o vegetación estacional (humedales). En el primer grupo los errores de omisión se sitúan entre el 0.43 y el 0.48, mientras en el segundo rondan el 0.7. Las zonas agrícolas y pe-

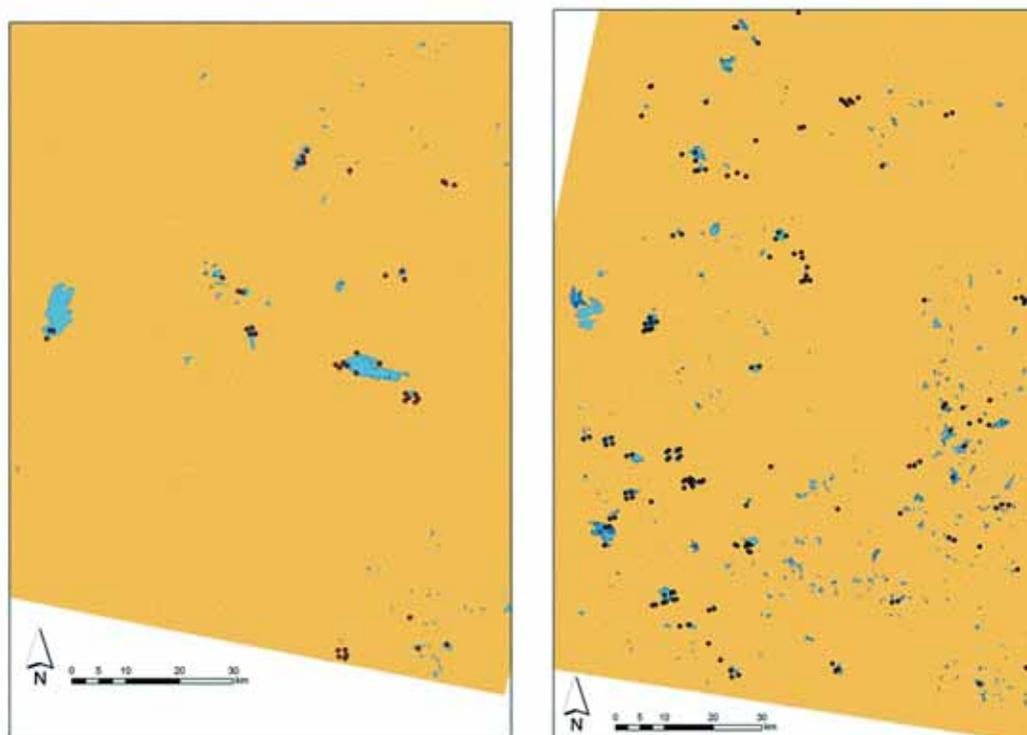


Figura 5. Perímetros quemados y puntos de calor para dos zonas y periodos de estudio: izquierda, 201/033 del año 2002 (centro de España); derecha, imagen 233/083 del año 2008 (Chile central).

Tabla 5. Proporción de perímetros detectados en cada nivel de fiabilidad respecto al total de perímetros detectados

	<30%	>30%-<80%	≥80%
203/031	0,07	0,39	0,54
201/033	0,02	0,45	0,53
199/032	0,00	0,50	0,50
204/032	0,14	0,81	0,55
233/083	0,02	0,49	0,49
Total	0,07	0,53	0,53

riurbanas se sitúan a medio camino entre ambos grupos, con errores de omisión entre 0.51 y 0.57.

Respecto al efecto de la forma en la detectabilidad de los incendios, no se observa una tendencia clara en los incendios de menor tamaño (< 50 ha), mientras en los de medio tamaño sí se aprecia que los errores disminuyen cuanto más alargado se hace el perímetro, aunque conviene considerar que en incendios más grandes el índice de Gravelius casi siempre supera el valor umbral de 1.5, y apenas hay casos de incendios compactos (tabla 7). Por esta

Tabla 6. Proporción de perímetros detectados por tipo de cobertura del suelo

	Detectados	No detectados	Error omisión
Urbana	52	55	0,51
Agrícola	511	684	0,57
Pastizal	77	161	0,68
Superficie arbolada	533	491	0,48
Matorral	916	704	0,43
Humedales	34	79	0,70
Total	2.123	2,174	0,51

Tabla 7. Errores de omisión en función del tamaño y forma de los incendios, de acuerdo al índice de compacidad de Gravelius

	<1,25	1,25 - 1,5	>1,5	Promedio
< 50 ha	0,858	0,836	0,828	0,831
50-100 ha	1,000	0,688	0,690	0,692
100-500 ha	1,000	0,500	0,450	0,452
> 500 ha	—	—	0,202	0,202
Total	0,861	0,830	0,756	0,772

razón, aunque el contraste entre formas arroja una tendencia clara, debería matizarse por el escaso número de casos en los intervalos más circulares.

Puntos de calor erróneos

Los errores de comisión se definen como puntos de calor que no se asocian a ningún perímetro quemado y, por tanto, pueden considerarse como falsos positivos. Para reducir el impacto de un posible desplazamiento entre imágenes MODIS y Landsat, se ha considerado como error de comisión al punto de calor que se situaba a más de 1500 m de cualquier perímetro quemado. Eso supone conceder un margen de desplazamiento de 1 pixel sobre la resolución original del producto MOD14.

En este análisis sí se han considerado todas las imágenes disponibles para todas las zonas de estudio, independientemente de que tuvieran o no el efecto del bandeo, ya que aquí no consideramos el tamaño de las manchas quemadas. De los casi 8000 puntos de calor detectados para todas las zonas y años disponibles, se han registrado algo más de 1.200 (un 15%) que no estaban asociados a ningún perímetro quemado (tabla 8). La tasa de error es similar

en las distintas zonas de estudio salvo el caso de Portugal que ofrece un bajísimo error (0.02). El occidente peninsular, la costa del Mediterráneo y Chile central presentan valores similares, en torno al 20%, mientras el centro de la Península ofrece un valor próximo al 10%.

En lo que se refiere a las cubiertas del suelo que presentan mayores errores de comisión, destacan las zonas agrícolas, en las que se sitúan más de un 30% de los falsos positivos, con especial importancia en la zona de Cabañeros, que superan el 50% (tabla 9). Siguen en importancia las zonas arboladas y de matorral, con una proporción cercana al 25%. Las zonas urbanas arrojan errores altos de comisión considerando la superficie que ocupan.

Finalmente, hemos calculado el número medio de puntos de calor por cada perímetro quemado, en función de su tamaño. La tendencia general es bastante clara, pero se observan diferencias notables entre las distintas áreas de estudio, con los valores promedio más bajos para la zona de Cabañeros, donde sólo hay 9 puntos de calor por cada incendio de más de 500 ha, frente a la zona del centro de Portugal con más de 56 puntos de calor. Lógicamente, la distribución en tamaños incluye notables diferencias, especialmente en esta última categoría y considerando los grandes incendios de

Tabla 8. Errores de comisión del producto MOD14 para las distintas zonas de estudio

Zona	Puntos > 1.500 m	Número puntos	Error comisión
203/031	756	3.784	0,20
201/033	42	344	0,12
199/032	74	410	0,18
204/032	41	1.997	0,02
233/083	303	1.441	0,21
Total	1.216	7.976	0,15

Tabla 9. Proporción de puntos de calor erróneos en distintas coberturas del suelo

	203/031	201/033	199/032	204/032	Promedio
Urbana	0,00	0,12	0,32	0,02	0,12
Agrícola	0,31	0,52	0,24	0,34	0,35
Pastizal	0,03	0,12	0,01	0,02	0,05
Arbolado	0,18	0,10	0,20	0,44	0,23
Matorral	0,47	0,02	0,22	0,15	0,22
Humedales	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01

Tabla 10. Número medio de puntos de calor por cada área quemada para las distintas áreas de estudio

	203/031	201/033	199/032	204/032	233/083	Promedio
< 50 ha	2,26	1,16	0,50	1,78	1,25	1,43
50-100 ha	3,54	2,33	0,75	3,63	2,25	2,56
100-500 ha	4,96	3,39	4,00	4,29	3,37	4,16
> 500 ha	16,16	8,92	48,75	56,93	29,00	32,69

Portugal del 2003. También se observa el impacto de grandes incendios en la imagen del litoral mediterráneo (con casi 50 puntos de calor por área quemada para los incendios superiores a 50 ha).

Discusión

La muestra que hemos utilizado para la mayor parte de los resultados de este trabajo puede considerarse bastante representativa de los incendios que ocurren en el ecosistema mediterráneo, ya que incluye una serie temporal amplia (10 años en algunos casos) y espacial diversa (5 escenas en 3 países distintos). La tendencia promedio en la ocurrencia se aproxima a los datos disponibles para el conjunto de España, por ejemplo, donde la base de datos del Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino indica que el 40% de la superficie quemada del país se produce en incendios mayores a 500 ha, alcanzando el 68% para los incendios mayores a 100 ha. Nuestros datos superan ambos umbrales, pero siguen marcando la importancia de los incendios medios y grandes en la ocurrencia global del fuego. En la serie analizada, destaca la altísima ocurrencia de Portugal en el 2003, y también el alto número de puntos de calor para la escena 203/031 en 2003, aunque con incidencia mucho más limitada.

Del análisis realizado en este artículo podemos concluir que los puntos de calor son buenos descriptores de los incendios medios y grandes ocurridos en una determinada zona, pero no describen adecuadamente la ignición, por un lado, ya que apenas recogen incendios de tamaño pequeño y, por otro, muchos puntos de calor pueden referirse al mismo incendio si es suficientemente grande y extenso en el tiempo. Por estas razones, la correlación calculada entre número de incendios y número de puntos de calor es bastante baja, especialmente si incluimos la escena y el periodo de mayor impacto (Portugal 2003).

No obstante, puesto que esos incendios pequeños son poco representativos en términos de superficie afectada, la relación entre número de puntos de calor y superficie quemada es muy alta, con coeficientes de determinación superiores al 97%. Similares resultados se han observados por otros autores, si bien las relaciones encontradas eran bastante dependientes de la proporción de arbolado y de la distribución del tamaño de incendios (Giglio *et al.*, 2005a)

Cada punto de calor en el modelo de regresión resultante equivale a unas 81 hectáreas quemadas. Los valores más altos se observaron en los primeros años de la serie (2001 y 2002), lo cual puede estar afectado por tres factores: a) la revisión del algoritmo de detección

que se realizó en 2003, b) la incorporación de una nueva máscara de nubes y, sobre todo, el lanzamiento del satélite Aqua, con otro sensor MODIS a bordo, que mejoró notablemente las tasas de detectabilidad obtenidas previamente solo con Terra.

En relación con la distribución de la ocurrencia del fuego por tamaño de incendio se observa una clara limitación del producto MOD14 para detectar los incendios de menor tamaño (<50 ha), con errores que superan con frecuencia el 80% de los casos. La confiabilidad del producto aumenta a medida que los incendios son más grandes, lográndose errores de omisión muy bajos con incendios superiores a 500 ha, salvo en los primeros años de la serie donde se mantienen errores próximos al 25%. En suma, al menos para ecosistemas mediterráneos, los puntos de calor solo recogen parcialmente la variedad en los regímenes de incendio y sería algo arriesgado basarse en estos datos para establecer funciones entre número de eventos y superficie afectada.

En cuanto a los factores de control, nuestros resultados indican que los valores de fiabilidad alto y muy alto que recoge el producto ofrecen similares niveles de detectabilidad, siendo conveniente por tanto incluir ambos para mejorar la muestra de puntos para detectar perímetros quemados. Respecto a los tipos de cobertura, se observaron diferencias sustanciales entre los pastos y humedales, con niveles más altos de omisión, y las clases con mayor biomasa, principalmente arbolado y matorral, donde es lógico suponer que los incendios tendrán mayor temperatura. La forma del perímetro quemado no puede considerarse un factor muy destacado en la detectabilidad, si bien tienen a ser mejor discriminados los incendios alargados que los circulares.

La detección de falsos positivos se sitúa en torno al 15% de los puntos de calor, con valores algo más altos en Chile central y más bajos en el litoral mediterráneo y en la zona de Cabañeros. Las principales confusiones se dan en zonas agrícolas, principalmente en la zona de Cabañeros.

En caso de que se utilizaran los puntos de calor como semilla para correr algoritmos de crecimiento de regiones o contexto, nuestros resultados indican que la fiabilidad de las de-

tecciones sería alta para incendios medios y grandes (>100 ha), donde cada perímetro tiene una alta probabilidad de tener al menos un punto de calor (generalmente son bastantes más). No obstante, ese enfoque dejaría fuera los incendios más pequeños, y se tendría que establecer algún criterio para evitar los errores de comisión, que podrían incrementar notablemente las falsas detecciones, especialmente en zonas agrícolas, donde la continuidad espacial es muy alta.

Agradecimientos

Parte de este trabajo se ha realizado con apoyo del proyecto fire_cci financiado por la Agencia Espacial Europea. Se agradecen sinceramente las sugerencias de los revisores anónimos.

Referencias

- BASTARRIKA, A., CHUVIECO, E., & MARTÍN, M. P. 2011. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: balancing omission and commission errors. *Remote Sensing of Environment*. 115: 1003-1012.
- BENDJOURI, H., & HUBERT, P. 2002. Le coefficient de compacité de Gravelius: analyse critique d'un indice de forme des bassins versants. *Hydrological Sciences Journal*, 47(6): 921-930.
- BOND, W. J., WOODWARD, F. I., & MIDGLEY, G. F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*. 165: 525-537.
- BOWMAN, D. M. J. S., BALCH, J. K., ARTAXO, P., BOND, W. J., CARLSON, J. M., COCHRANE, M. A., D'ANTONIO, C. M., DEFRIES, R. S., DOYLE, J. C., HARRISON, S. P., JOHNSTON, F. H., KEELEY, J. E., KRAWCHUK, M. A., KULL, C. A., MARSTON, J. B., MORITZ, M. A., PRENTICE, I. C., ROOS, C., SCOTT, A., SWETNAM, T., VAN DER WERF G., & PYNE, S. J. 2009. Fire in the Earth system. *Science*. 324: 481-484.
- CSISZAR, I., DENIS, L., GIGLIO, L., JUSTICE, C. O., & HEWSON, J. 2005. Global fire activity from two years of MODIS data. *International Journal of Wildland Fire*. 14: 117-130.
- CSISZAR, I. A., MORISSETTE, J. T., & GIGLIO, L. 2006. Validation of active fire detection from moderate-resolution satellite sensors: The MODIS example in Northern Eurasia. *IEEE Trans-*

- actions on Geoscience and Remote Sensing. 44: 1757-1764.
- CHANG, D., & SONG, Y. 2009. Comparison of L3JRC and MODIS global burned area products from 2000 to 2007. *Journal of Geophysical Research*. 114.
- CHUVIECO, E., ENGLEFIELD, P., TRISHCHENKO, A. P., & LUO, Y. 2008. Generation of long time series of burn area maps of the boreal forest from NOAA-AVHRR composite data. *Remote Sensing of Environment*. vol. 112: 2381-2396.
- DWYER, E., PEREIRA, J. M. C., GRÉGORIE, J.-M., & DACAMARA, C. C. 2000. Characterization of the spatio-temporal patterns of global fire activity using satellite imagery for the period April 1992 to March 1993. *Journal of Biogeography*. 27: 57-69.
- FAO 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. Main report. Food and Agricultural Organization, *Forestry Paper* 163, Rome.
- FRASER, R. H., LI, Z., & CIHLAR, J. 2000. Hotspot and NDVI Differencing Synergy (HANDS): a new technique for burned area mapping over boreal forest. *Remote Sensing of Environment*. 74: 362-376.
- GIGLIO, L. 2005. MODIS Collection 4 Active Fire Product User's Guide. Version 2.2. University of Maryland, Colle Park.
- GIGLIO, L., DESCLOITRES, J., JUSTICE, C. O., & KAUFMAN, Y. J. 2003. An Enhanced Contextual Fire Detection Algorithm for MODIS. *Remote Sensing of Environment*. 87: 273-282.
- GIGLIO, L., LOBODA, T., ROY, D. P., QUAYLE, B., & JUSTICE, C. O. 2009. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. *Remote Sensing of Environment*. 113: 408-420.
- GIGLIO, L., RANDERSON, J. T., VAN DER WERF, G. R., KASIBHATLA, P. S., COLLATZ, G. J., MORTON, D. C., & DEFRIES, R. S. 2010. Assessing variability and long-term trends in burned area by merging multiple satellite fire products. *Biogeosciences Discuss*. 7: 1171-1186, doi:1110.5194/bg-1177-1171-2010,.
- GIGLIO, L., VAN DER WERF, G. R., RANDERSON, J. T., COLLATZ, G. J., & KASIBHATLA, P. 2005a. Global estimation of burned area using MODIS active fire observations. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 5: 11091-11141.
- GIGLIO, L., VAN DER WERF, G. R., RANDERSON, J. T., COLLATZ, G. J., & KASIBHATLA, P. S. 2005b. Global estimation of burned area using MODIS active fire observations. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 5: 11091-11141.
- HARRISON, S. P., MARLON, J. R., & BARTLEIN, P. J. 2010. Fire in the Earth System. In J. Dodson (Ed). *Changing Climates, Earth Systems and Society*. Springer Netherlands, pp. 21-48.
- KLOSTER, S., MAHOWALD, N., RANDERSON, J., THORNTON, P. E., HOFFMAN, F., LEVIS, S., LAWRENCE, P., FEDDEMA, J., OLESON, K., & LAWRENCE, D. 2010. Fire dynamics during the 20th century simulated by the Community Land Model. *Biogeosciences Discuss*. 7: 1877-1902.
- LI, Z. Q., FRASER, R., JIN, J., ABUELGASIM, A. A., CSISZAR, I., GONG, P., PU, R., & HAO, W. 2003. Evaluation of algorithms for fire detection and mapping across North America from satellite. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*. 108: D2, 4076, doi:10.1029/2001JD001377.
- MORISSETTE, J. T., GIGLIO, L., CSISZAR, I., & O. JUSTICE, C. 2005. Validation of the MODIS active fire product over Southern Africa with ASTER data. *International Journal of Remote Sensing*. 26: 4239-4264.
- PU, R. L., LI, Z. Q., GONG, P., CSISZAR, I., FRASER, R., HAO, W.-M., KONDRAGUNTA, S., & WENG, F. 2007. Development and analysis of a 12-year daily 1-km forest fire North America from NOAA/AVHRR data. *Remote Sensing of Environment*. 108: 198-208.
- RANDERSON, J. T., LIU, H., FLANNER, M. G., CHAMBERS, S. D., JIN, Y., HESS, P. G., PFISTER, G., MACK, M. C., TRESEDER, K. K., WELP, L. R., CHAPIN, F. S., HARDEN, J. W., GOULDEN, M. L., LYONS, E., NEFF, J. C., SCHUUR, E. A. G., & ZENDER, C. S. 2006. The impact of boreal forest fire on climate warming. *Science*. 314: 1130-1132.
- ROY, D. P., BOSCHETTI, L., & JUSTICE, C. O. 2008. The collection 5 MODIS burned area product — Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product. *Remote Sensing of Environment*. 112: 3690-3707.
- ROY, D. P., GIGLIO, L., KENDALL, J. D., & JUSTICE, C. O. 1999. Multi-temporal active-fire based burn scar detection algorithm. *International Journal of Remote Sensing*. 20: 1031-1038.
- SCHROEDER, W., PRINS, E., GIGLIO, L., CSISZAR, I., SCHMIDT, C., MORISSETTE, J., & MORTON, D. 2008. Validation of GOES and MODIS active fire detection products using ASTER and ETM+ data. *Remote Sensing of Environment*. Volume 112: 2711-2726.
- TANSEY, K., GRÉGOIRE, J. M., DEFOURNY, P., LEIGH, R., PECKEL, J. F., BOGAERT, E. V., & BARTHOLOME, J. E. 2008. A new, global, multi-annual (2000–2007) burnt area product at 1 km resolution. *Geophysical Research Letters*. 35, L01401, doi:10.1029/2007GL03156.
- VAN DER WERF, G. R., RANDERSON, J. T., COLLATZ, G. J., & GIGLIO, L. 2003. Carbon emissions from fires in tropical and subtropical ecosystems. *Global Change Biology*. 9: 547-562.
- VAN DER WERF, G. R., RANDERSON, J. T., COLLATZ, G. J., GIGLIO, L., KASIBHATLA, P. S., ARELLANO, A. F., OLSEN, S. C., & KASISCHKE, E. S. 2004. Continental scale-partitioning

- of fire emissions during the 1997 to 2001 El Niño/La Niña period. *Science*. 303: 73-76.
- VAN DER WERF, G. R., RANDERSON, J. T., GIGLIO, L., COLLATZ, G., MU, M., KASIBHATLA, P. S., MORTON, D. C., DEFRIES, R. S., JIN, Y., & VAN LEEUWEN, T. T. 2010. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997-2009). *Atmospheric Chemistry and Physics*. 10: 11707–11735.
- VAN DER WERF, G. R., RANDERSON, J. T., GIGLIO, L., COLLATZ, G. J., KASIBHATLA, P. S., & ARELLANO, A. F. 2006. Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 6: 3423-3441.

Estimation of chlorophyll «A» on the Mediterranean coast using a QuickBird image

M. T. Sebastiá¹, J. Estornell², M. Rodilla¹, J. Martí¹ and S. Falco¹

Universitat Politècnica de València.

¹ *Instituto de Investigación para la Gestión Integral de Zonas Costeras.*

² *Grupo de Investigación de Cartografía GeoAmbiental y Teledetección (CGAT)*

Abstract

Remote sensing has proved a useful tool for monitoring and assessing water quality. However, little research has been conducted using satellite images with high spatial resolution to analyze coastal areas with high variability near shore. The objective of this research was to develop a model for estimating chlorophyll-a concentration on the Gandia coast (Western Mediterranean) by means of a high resolution QuickBird image. Several linear regressions were calculated to find the best chlorophyll-a model. The optimal model was found when blue and red bands were used. The retrieval accuracy (R^2) was 0.92, while the root mean square (RMSE) was 0.34 mg/m³. The selected model was validated with an independent data set and the estimation of chlorophyll-a was reasonably accurate ($R^2 = 0.90$). The results obtained in this study suggest that using a QuickBird sensor is an effective technique for monitoring the ecological status of coastal areas with an inherent high variability.

Key words: remote sensing, monitoring, chlorophyll, coastal waters.

Resumen

Estimación de la clorofila-a en la costa mediterránea mediante una imagen de satélite QuickBird

La teledetección ha demostrado ser una herramienta útil para el monitoreo y la evaluación de la calidad del agua. Sin embargo, pocas investigaciones se han llevado a cabo utilizando imágenes de satélite con alta resolución espacial para analizar las zonas costeras con alta variabilidad cerca de la costa. El objetivo de esta investigación fue desarrollar un modelo para estimar la concentración de clorofila-a en la costa de Gandía (Mediterráneo occidental) por medio de una imagen de alta resolución QuickBird. Varias regresiones lineales se calcularon para encontrar el mejor modelo de clorofila-a. El modelo óptimo se obtuvo cuando se utilizaron las bandas 1 (azul) y 3 (rojo) con un valor del coeficiente de determinación (R^2) de 0,92, mientras que el error medio cuadrático (RMSE) fue de 0,34 mg/m³. Se validó el modelo seleccionado mediante un conjunto de datos independientes obteniendo un valor de R^2 de 0,90. Los resultados obtenidos en este estudio sugieren que el uso del sensor QuickBird puede ser una técnica eficaz para el seguimiento del estado ecológico de las zonas costeras con una alta variabilidad inherente.

Palabras clave: teledetección, monitoreo, clorofila, aguas costeras, QuickBird.

Introducción

Coastal watersheds support more than 75% of the human population and are sites of large increases in nutrient loading associated with

urban and agricultural expansion. Increased nutrient loading has led to eutrophication problems which symptoms include increased algal bloom activity (including harmful taxa), accumulation of organic matter, and excessive

oxygen consumption (hypoxia and anoxia) (Paerl, 2006). In order to assess the eutrophication risk, chlorophyll-*a* (Chl-*a*) concentration, which is a proxy of phytoplankton biomass, has been used in monitoring programs such as the established by the European Water Framework Directive (WFD) (2000/60/EC). However, monitoring data characterizing the biological elements is imprecise due to spatial variations, temporal variations and sampling and analytical errors. Carstensen (2007) pointed out the need of sufficient monitoring data and the improvement of indicator bias and precision through modeling and further development of measurement techniques. In this sense, satellite monitoring is an alternative and efficient technology for water quality monitoring that can aid the application of these monitoring programs considerably (Chen *et al.*, 2004). Satellite sensor and airborne images have been extensively used to assess water quality parameters such as temperature, chlorophyll-*a*, turbidity and coloured dissolved organic matter (Oyama *et al.*, 2009; Zhang *et al.*, 2009; Santini *et al.*, 2010). While conventional water quality sampling is time-consuming, expensive and limited with the numbers of stations, remote sensing provides a synoptic view not otherwise attainable at a relatively low cost (Liu *et al.*, 2003; Chen *et al.*, 2010). These advantages are especially important in environments with a high degree of variability in physico-chemical characteristics (*i.e.*, salinity, temperature and oxygen) and nutrient inputs that is reflected in the ecological assemblage (Elliot and Quintino, 2007; Maier *et al.*, 2009). Among these environments, coastal and transitional waters represent one of the most relevant examples. In this sense, remote sensing has been tested for monitoring ecological water quality in Spanish inland waters (reservoirs and lakes) and transitional waters (coastal lagoons) integrated in the Intercalibration Exercise of the WFD and proved to be a useful technique (Domínguez *et al.*, 2010, 2011).

In remote sensing oceanic waters are classified into one of two types: Case 1 or Case 2 (Morel and Prieur, 1977). By definition, Case 1 waters are those waters in which phytoplankton (with their accompanying and covarying retinue of material of biological origin) are the

principal agents responsible for variations in optical properties of the water. On the other hand, Case 2 waters are influenced not just by phytoplankton and related particles, but also by other substances, that vary independently of phytoplankton, notably inorganic particles in suspension and dissolved organic matter (IOCCG, 2000). Case 1 waters have been widely studied using ocean colour sensors with low spatial resolution image (around 1km), such as SeaWiFS and MERIS (Djavidnia *et al.*, 2010; Maritorena *et al.*, 2010). This scale is appropriate for oceans but insufficient for monitoring case 2 waters, which are mostly coastal waters and lakes. In this case, terrestrial observation satellites with moderate spatial resolutions such as LANDSAT, Terra ASTER (spatial resolution lower than 30 m) and MERIS (Liu *et al.*, 2003; Domínguez *et al.*, 2010, 2011; Focardi *et al.*, 2009; Oyama *et al.*, 2009; Song *et al.*, 2011) and high spatial resolution such as IKONOS (Ekercin, 2007; Ormeci *et al.*, 2009) and QuickBird (Wheeler *et al.*, 2012) have been used. Gohin *et al.* (2008) tested the capacity of using satellite data for assessing the eutrophication risk of coastal bodies according to the WFD with SeaWiFS and they found that the quality of the Chl-*a* satellite estimation decreased with the distance to the coast. The strong Chl-*a* gradient near shore was indicated as one of the possible causes of this loss of sensitivity and the use of a moderate resolution satellite was recommended. However, coastal water bodies may be very narrow to be studied from these satellites, according to the WFD definition (Gohin *et al.*, 2008). To overcome this disadvantage further research based on satellite images of high spatial resolution is necessary for detecting and portraying complex spatial distributions of chlorophyll-*a*, such as changes of Chl-*a* near shore in small areas. These changes are mainly due to nutrient inputs from point (streams, submarine outfall) and diffuse (urban and agricultural runoff) sources. Quickbird sensor has been successfully used for benthic habitat mapping (Mishra *et al.*, 2006) and for littoral remote bathymetry (Adler-Golden *et al.*, 2005). However, research with Quickbird image for estimating water chlorophyll-*a* concentration has been conducted mainly in inland waters (Wheeler *et al.*, 2012).

The Gandia coast is an ecologically and economically important coastal area and is a representative aquatic region of Spain's Mediterranean coast. However, no previous research has been developed in this area with satellite images. In this study high spatial resolution images are tested to map the coastal gradient of chlorophyll-*a*.

The objectives of this research were as follows: (1) to develop and validate a linear regression model to estimate chlorophyll-*a* concentration with a QuickBird image; (2) to analyze the spatial variation of chlorophyll-*a* concentration at high scale; and (3) to explore the feasibility of using remote sensing techniques to monitor small and narrow areas with high variability

Materials and methods

Study area

The study area (Fig. 1) is located in the southernmost sector of the Valencian Gulf (Mediterranean Sea) and it is defined by a 10×4.5

km rectangle which delimits the Gandia city coastline. The flat bottom morphology of this area (see isobaths in Fig. 2) is characterized by well graded sands and the absence of benthic vegetation such as seagrasses or macroalgae. Gandia is a populous coastal city with 1314 inhabitants/km², whose population triples in summer owing to beach tourism. 53% of the Gandia coast is considered as an urban area, including a small commercial, fishing and recreational harbour.

The study area receives freshwater inputs from point and diffuses sources that are rich in nutrients. At the northern end is the Vaca river mouth, which is a small river, 16.6 km in length, with a low slope. During the sampling period its flow was non existent. At the southern end the Serpis river flows into the Mediterranean. This river drains a basin of 752.8 km² and is 74.5 km in length. These rivers have a Mediterranean regimen characterized by a high seasonality, with a dry period during summer, and a wet period with episodes of torrential rain, mainly in autumn (Garófano *et al.*, 2009). Another point source is the subma-

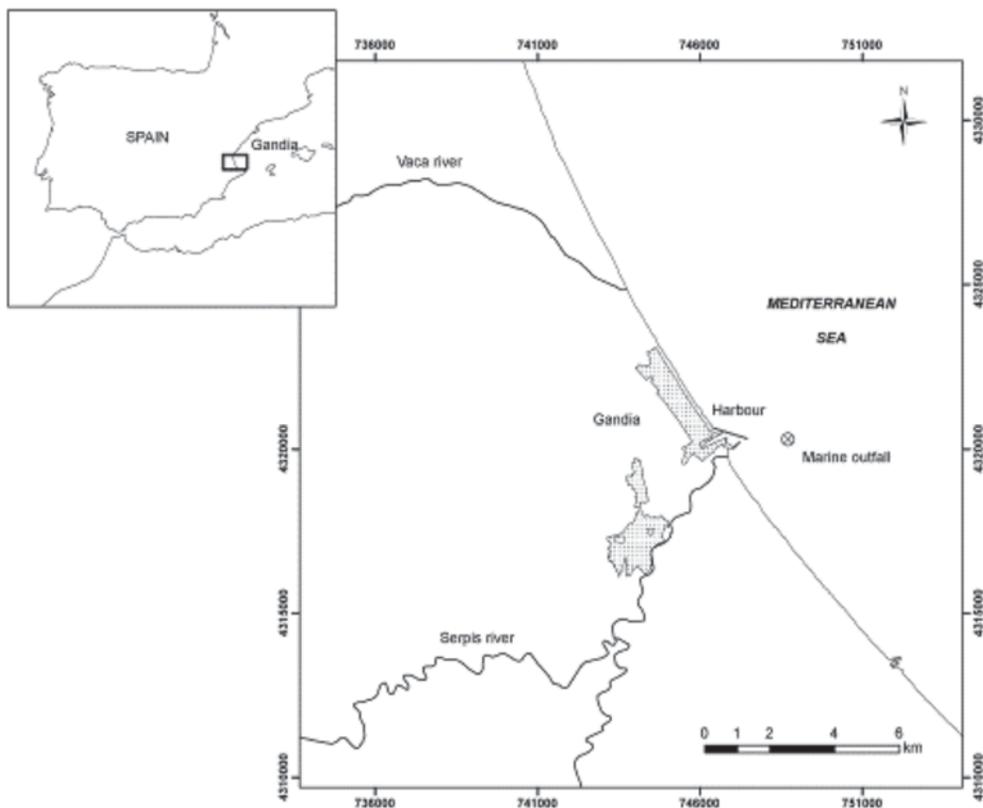


Figure 1. Location of the study area.

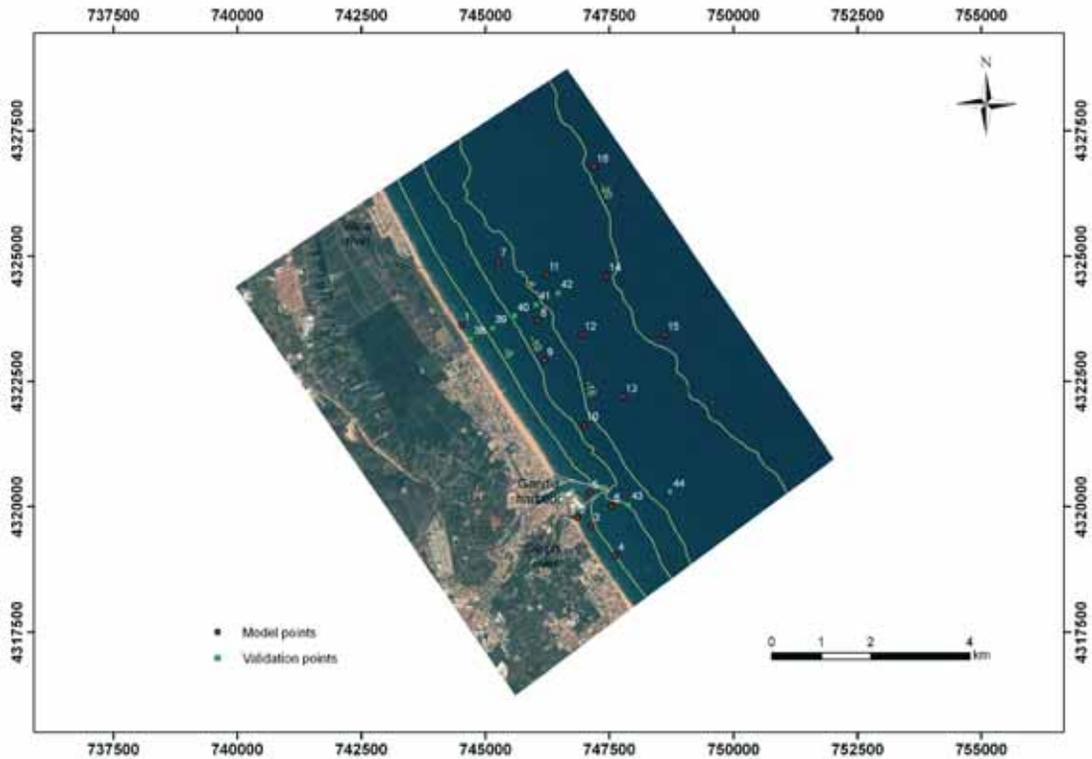


Figure 2. Location of the sampling points for model development and validation.

rine outfall (1,900 m in length), which discharges municipal wastewater from the treatment plant of Gandia. The alluvial plain next to the study area is 3 km wide and was totally occupied by the Safor wetland and crops until the seventies. Nowadays, this area shares its agricultural activity, mainly citrus fruits and vegetables, with the tourism of the urban areas. Due to the shallow phreatic level, freshwater is continuously pumped from the wetland to the Gandia Harbour to avoid crop and urban area flooding. Diffuse sources in the study area come from the groundwater discharge of the Plana Gandia-Denia detritic aquifer, quantified at 66 Hm³/year (2.1 m³/s) (Ballesteros-Navarro, 2003), although our sampling period was in the dry season, so discharge would have been lower than average.

Field sampling and laboratory analysis

Field work was timed to coincide with the acquisition of the QuickBird image on July 16, 2009, at 10:56 GMT. Weather conditions du-

ring the image acquisition included cloudless skies over the study area and low wind speed, less than 2 km/h. The water samples were collected for each site at 0.5 m beneath the water surface within 1.5 h of the satellite overpass. For model development 16 samples were collected (in Fig. 2 points numbered from 1 to 16). An independent data set was collected at 7 sampling points (in Fig. 2 points numbered from 38 to 44), and was used to validate the performance of the selected algorithm. For mapping nutrient water surface distribution, 21 extra samples were collected (points location not shown in Fig. 2, samples numbered from 17 to 37). The coordinates of the sampling points were determined using a global positioning system (GPS) model Garmin 60C with an accuracy of 3-5 m. Subsequently chlorophyll-*a* (Chl-*a*) was measured in samples used for model development and validation. Salinity, suspended solids and nutrients (nitrates, phosphates and silicates) were measured in all the samples. Chl-*a* concentration was selected for remote sensing analysis, while other parameters were used as secondary analysis.

Samples for chlorophyll a were filtered on GF/F fiberglass filters (25 mm diameter). The Chl-*a* was extracted using acetone (100%) and was measured using reverse-phase high-performance liquid chromatography (HPLC). The HPLC method employed was that proposed by Wright *et al.* (1991) slightly modified as per Hooker *et al.* (2000). Nutrients were analyzed colorimetrically using the method of Aminot and Chaussepied (1983). Salinity was determined by means of an induction conductivity meter Multi 340i/SET WTW.

Satellite image and model development

The remotely sensed data used for this study was a high resolution QuickBird multispectral image ordered from Digital Globe Corporation. This sensor has four multispectral bands with a 2.4 m spatial resolution. The wavelength of the respective bands is 0.45-0.52 μm (B1: blue); 0.52-0.60 μm (B2: green); 0.63-0.69 μm (B3: red); 0.76-0.90 μm (B4: near infrared). Prior to delivery, the imagery was radiometrically and geometrically corrected and rectified to the World Geodetic System 1984 (WGS84) datum and the Universal Transverse Mercator (UTM) zone 30 co-ordinate system. To improve the positional accuracy, 39 control points were selected using a rectified airborne image with a pixel size of 0.5 m. The root mean square error (RMSE) was 0.49 m. The digital numbers (DN) recorded at the sensor were converted to satellite radiance using the technical note from Digital Globe (Krause, 2003). Then, the module QUAC of ENVI 4.7 (ITT Visual Information Solutions) was applied to the radiance images to eliminate the atmospheric effects (Bernstein *et al.*, 2005). In addition, to remove the influence of depth on bottom reflectance upon chlorophyll-a retrievals, we calculated depth-invariant bottom indexes from each pair of reflectance bands as described in Green *et al.* (2000). This technique is only suitable where water clarity is good, such as in the study area. In this method a group of pixels distributed in shallow and deep areas with the same bottom type are selected. Then, a bi-plot is created from the reflectance values of two bands considering all possible band combinations. Six bi-plots are

created: band1-band2; band1-band3; band1-band4; band2-band3; band2-band4; band3-band4. The slope of each bi-plot represents the ratio of attenuation coefficients, k_i/k_j (equation [1]), between bands (Green *et al.*, 2000).

$$k_i / k_j = a + \sqrt{(a^2 + 1)} \quad [1]$$

where

$$a = \frac{\sigma_{ii} - \sigma_{jj}}{2\sigma_{ij}}$$

σ_{ii} is the variance of the band i , σ_{jj} the variance of the band j , σ_{ij} is the covariance between bands i and j . From k_i/k_j , a depth-invariant index (equation [2]) was calculated, which represents the y- intercept of the equation of a straight line

$$\text{Depth - invariant index}_{ij} = \quad [2]$$

$$= \ln(\text{reflectance}_i) - (k_i/k_j) \cdot \ln(\text{reflectance}_j)$$

where, i and j correspond to each band pair considered and (k_i/k_j) to the attenuation coefficient for the same band pair, and reflectance bands after applying an atmospheric correction. To calculate these indexes 180 pixels of each band were selected in shallow and deep areas with sand bottom type. The following ratios of attenuation coefficients for band pairs were calculated: k_1/k_2 , k_1/k_3 , k_1/k_4 , k_2/k_3 , k_2/k_4 , and k_3/k_4 . From these coefficients, six new images from each pair of spectral bands (hereafter referred to as Depth-invariant index) were generated (further information of this method can be found in Green *et al.*, 2000). The average digital number of pixels (a 3×3 window) surrounding the sample pixel was used in order to remove errors resulting from GPS measurements in the field work (Oyama *et al.*, 2009; Zhengjun *et al.*, 2008; Nas *et al.*, 2009).

A linear regression analysis was conducted between chlorophyll-*a* logarithm and depth-invariant indexes. When monitoring water quality, general methods are to find the best band combination. Thus the optimal index was judged by R^2 and RMSE (Root Mean Square Error) based on the comparison of simulated model outputs and actual observations (Zhang *et al.*, 2009). An independent data set, collected at 7 sampling points in the study area, was used to assess the performance of the tuned model.

Results and discussion

Results from field samples measurements (salinity, nutrients and chlorophyll-*a*) are shown in Table 1. In this table Chl-*a* values obtained from QuicBird image are also included.

Different approaches can be used to estimate chlorophyll-*a* from satellite data. The empirical approach, used in this study, is based on the development of a linear regression analysis between satellite image and measured water Chl-*a*. This approach has been widely used by many researchers (Zhengjun *et al.*, 2008; Ormeci *et al.*, 2009) and it has proven to be very effective in Case 1 waters (IOCCG, 2000). Despite coastal waters are mainly classified as Case 2 waters, according to Lee and Hu (2006), in summer, the Mediterranean shows values characteristic of Case 1 waters. The present study was carried out during Case 1 waters conditions, when freshwater discharges were minimal and average suspended solids values were 12 mg/L.

For linear regression analysis, the best model was obtained when B1 and B3 bands were used. When bottom reflectance correction was not performed the R² and RMSE values of the model developed were 0.76 and 0.61 mg/m³ respectively. After applying this correction the model estimation improved. The best model de-

veloped with the depth-invariant index13 showed a R² of 0.89 and a RMSE of 0.38 mg/m³. This result reveals the importance of applying the bottom reflectance correction. The bottom corrected model was selected for mapping Chl-*a* concentration in the study area and its equation was (see Fig. 3):

$$\log chl - a = -16.33 + 4.00 * k_{13}$$

In order to validate the applicability of the selected model, we used an independent data set of chlorophyll-*a* concentration, which ranged from 0.21 mg/m³ to 1.86 mg/m³. These values fell into the range of Chl-*a* concentration used to calculate the model. Measured and estimated Chl-*a* showed a great degree of concordance close to the 1:1 line (Fig. 4), with a

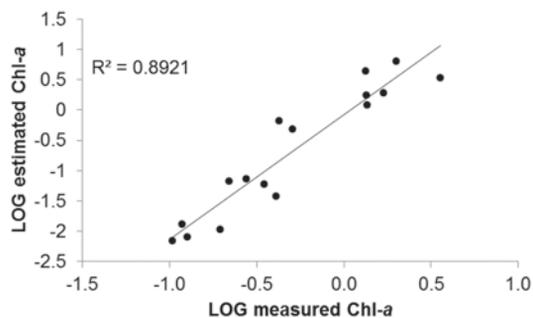


Figure 3. Comparison between logarithm of Chl-*a* satellite estimated and logarithm of *in situ* measured Chl-*a* for model development.

Table 1. Summary of salinity (S), chlorophyll-*a* measured with HPLC and estimated from image, and nutrient measurements (nitrates, phosphates and silicates) in the study area

Sampling point	X UTM	Y UTM	Salinity (‰)	Chl- <i>a</i> (mg/m ³)		Nitrates (�M)	Phosphates (�M)	Silicates (�M)
				Measured	Estimated			
1	744520	4323614	36.7	1.33	1.91	8.82	0.13	2.7
2	746858	4319776	33.8	1.69	1.32	27.74	0.18	12.7
3	747136	4319615	30.1	2.00	2.23	29.90	0.08	19.2
4	747622	4319025	36.6	1.35	1.28	8.45	0.05	4.2
5	747107	4320268	33.5	3.58	1.69	33.83	0.04	9.9
6	747542	4320007	37.0	1.36	1.09	8.72	0.08	1.1
7	745254	4324892	37.6	0.22	0.31	0.09	0.07	0.7
8	746058	4323701	37.6	0.28	0.32	0.32	0.04	0.7
9	746194	4322920	37.4	0.42	0.83	1.56	0.07	0.8
10	746991	4321630	37.5	0.51	0.73	0.42	0.02	0.8
11	746230	4324624	37.3	0.41	0.24	3.23	0.07	0.9
12	746950	4323430	37.4	0.35	0.29	5.62	0.06	1.5
13	747772	4322191	37.8	0.20	0.14	0.15	0.07	0.5
14	747442	4324601	37.8	0.12	0.15	3.97	0.06	0.8
15	748620	4323424	37.7	0.10	0.12	1.86	0.05	0.5
16	747193	4326775	37.7	0.13	0.12	1.69	0.02	0.8

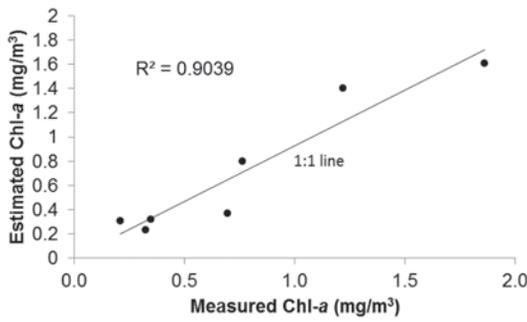


Figure 4. Comparison between satellite estimated and *in situ* measured Chl-a concentrations for model validation (1:1 line shown for reference).

highly significant linear relationship ($R^2=0.90$). The correlation obtained both for model development and validation is higher than the 70% correlation considered a good fit (Gregg and Casey, 2003; Santamaría-del-Ángel *et al.*, 2010).

The estimated chlorophyll-a concentration map is showed in Figure 5. Chl-a values range from 3.58 mg/m^3 in sampling point number 5 located in the Gandia Harbour, to values around 0.10 mg/m^3 in the sampling points furthest from the coastline (Table 1). It is important to highlight that the largest Chl-a variation occurs in the first kilometer from the coastline,

decreasing from values higher than 5 mg/m^3 on the coast to values lower than 1 mg/m^3 . This Chl-a variation can be explained by the salinity and nutrient distribution showed in Figure 6, which are linked to the surface and subterranean freshwater discharges described below.

Figure 6 a) shows distribution of surface water salinity. Three zones show a salinity decrease: one in the north of the study area at the mouth of the River Vaca, one in the port, and the third one south of the River Serpis. The Vaca has reduced or non flow all year long, which, together with the low slope, contributes to the formation of a littoral sand spit that prevents river outflow. During July 2009 this sand spit was more than 30 m wide, so the salinity decrease could only be attributed to groundwater flow. Port salinity decrease is due to freshwater inputs from the Safor wetland, with a $0.3 \text{ m}^3/\text{s}$ flow during the sampling period. However, groundwater inputs have also been observed in the port (unpublished data). South of the Serpis river mouth, the salinity decrease was more accentuated. During July 2009 this river flow was below its minimum ecological flow, $0.1 \text{ m}^3/\text{s}$ (Garófano *et al.*, 2009). Dis-

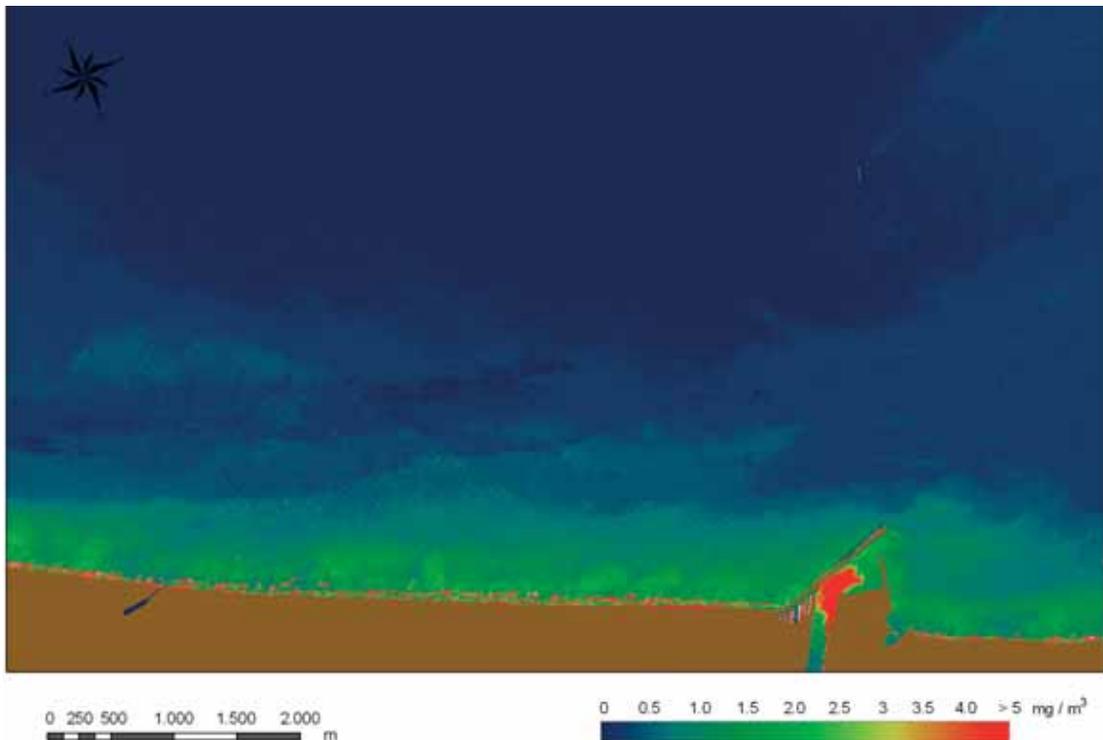


Figure 5. Estimated chlorophyll-a (mg/m^3) concentration map.

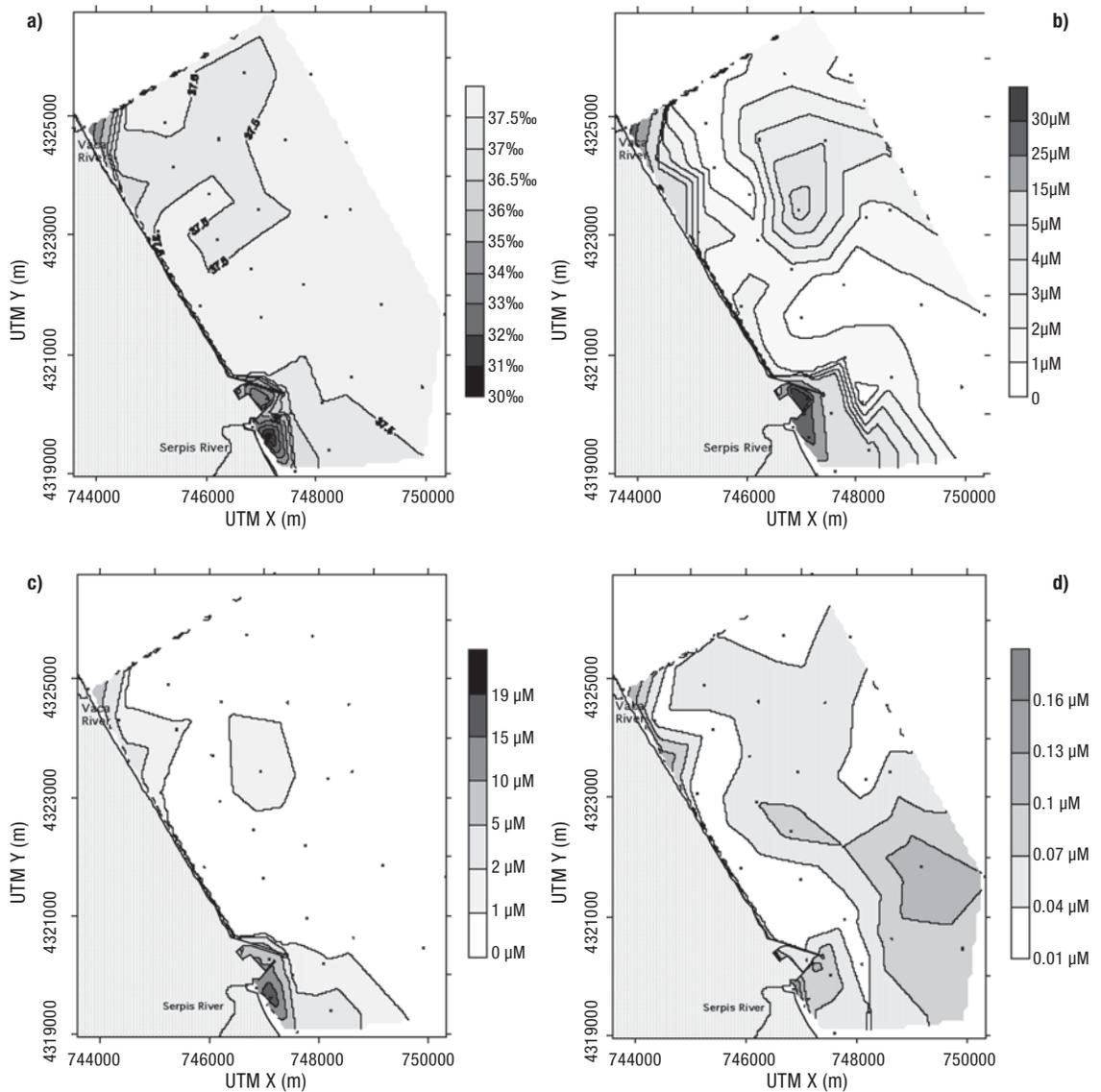


Figure 6. Distribution of nutrients in the surface waters. a) Salinity. b) Nitrates concentration (μM). c) Silicates concentration (μM). d) Phosphates concentration (μM).

charges from the wastewater treatment plant must be added to this river flow value. It should be highlighted that the submarine outfall discharges ($0.7 \text{ m}^3/\text{s}$) were diluted because no changes in surface water salinity were detected nearby. In the surf zone, salinity was always lower than in deeper water probably due to the groundwater inputs.

Figure 6 b), c) and d) shows nitrate, silicate and phosphate surface distribution respectively. Nitrates and silicates showed higher values where salinity was lower. In Spain, it is usual to find high nitrate values in freshwater. Spain is a country with a strong tradition of farming

and livestock, and water resources contain increasing levels of nitrate. This is mainly due to the abuse of fertilizers, poor management of livestock waste, and to a lesser extent, domestic wastewater (Pinilla, 1997). Silicates are associated with freshwater inputs due to the weathering of soil and rocks, so inputs of this nutrient depends more on geological formations than on any anthropogenic influence (Nedwell *et al.*, 1999). Phosphate levels were lower than $0.2 \mu\text{M}$ in all of the study area. In the Mediterranean Sea, phosphorus is the limiting nutrient for phytoplankton growth, which is normally the case in freshwater ecos-

systems, and contrasts with other seas, where it is nitrogen (Krom *et al.*, 2004). Phosphates (Fig. 6 d) show higher values near the coast in the north and the south of the study area, and also in a deeper less well-defined zone. This spatial distribution could be because dissolved phosphate concentration can be notoriously modified as a result of adsorption/desorption and reduction/oxidation processes, as well as by biological assimilation (Howarth *et al.*, 1995).

Estimated chlorophyll-*a* distribution is closely related with the nutrient inputs described above, with the exception of the high phosphate levels in the deeper zone where chlorophyll-*a* levels are lower than on the coast. According to Fang *et al.* (2006) and Smith (2006) this disparity can be explained because different phosphate levels and irradiance stimulate the growth of different phytoplankton groups. Depending on the chlorophyll cellular quote of these groups chlorophyll-*a* concentration can finally be lower despite the higher phosphorus availability. An independent research was conducted simultaneously in this study area to analyze the spatial variation of nutrients, chlorophyll-*a* and phytoplankton groups. Its results confirm the spatial distribution of Chl-*a* obtained with the Quickbird image (Sebastiá *et al.*, 2012; Sebastiá unpublished).

Conclusions

The results of this study show how chlorophyll-*a* estimation and mapping for the Gandia coast (Western Mediterranean) can be obtained using the depth-invariant index13 of a Quickbird image ($R^2 = 0.89$). The most important result of this study is on the feasibility of high spatial resolution Quickbird image to detect the high chlorophyll-*a* gradient of coastal areas. Despite the restrictive spectral resolution of this sensor, its high spatial resolution (2.4 m) makes it suitable for chlorophyll-*a* mapping in this type of areas. Compared to traditional field measurements and laboratory analysis, QuickBird data can provide detailed spatial distribution information on the ecological status of water bodies and multi-temporal evaluation at a relatively low cost, which

makes it suitable for monitoring programs such as the WFD one. In spite of the good results obtained, further research could be required to extend the approach applied in this study to more scenes (other days and other areas).

References

- ADLER-GOLDEN, S. M., ACHARYA, P. K., BERK, A., MATTHEW, M. W., & GORODETZKY, D. 2005. Remote bathymetry of the littoral zone from AVIRIS, LASH and QuickBird imagery. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 43: 2.
- AMINOT, A., & CHAUSSEPIED, M. 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNE-XO, Brest, p. 396
- BALLESTEROS-NAVARRO, B. J. 2003. Estado y evolución de los procesos de intrusión marina en la unidad hidrogeológica 08.38. Plana de Gandía-Denia (Valencia-Alicante, España) in Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos, J. A. Lopez Geta, J. A. De la Orden, J. D. Gómez, G. Ramos, M. Mejías & L. Rodriguez, eds. IGME, Madrid. pp. 585-595.
- BERNSTEIN, L. S., ADLER-GOLDEN, S. M., SUNDBERG, R. L., LEVINE R. Y., PERKINS, T. C., & BERK, A. 2005. Validation of the Quick Atmospheric Correction (QUAC) algorithm for VNIR-SWIR multi- and hyperspectral imagery. In SPIE, Proceeding Algorithms and Technologies for Multispectral, Hyperspectral and Ultraspectral Imagery XI, Sylvia S. Shen & Paul E. Lewis, eds., Vol. 5806, pp. 668-678.
- CARSTENSEN, J. 2007. Statistical principles for ecological status classification of Water Framework Directive monitoring data. *Marine Pollution Bulletin* 55: 3-15.
- CHEN, Q. Y. ZHANG, EKROOS, A., & HALLIKAINEN, M. 2004. The role of remote sensing technology in the EU water framework directive (WFD). *Environmental Science and Policy* 7: 267-276.
- CHEN, Z., HU, C., MULLER-KARGER, F. E., & LUTHER, M. E. 2010. Short-term variability of suspended sediment and phytoplankton in Tampa Bay, Florida: observations from a coastal oceanographic tower and ocean color satellites. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 89: 62-72.
- DJAVIDNIA, S., MÉLIN, F., & HOEPFFNER, N. 2010. Comparison of global ocean colour data records. *Ocean Science* 6: 61-76.
- DOMÍNGUEZ, J. A., ARANCÓN, C., ALONSO, C., ALONSO, A., DE HOYOS, C., & QUESADA, A. 2010. Seguimiento del estado ecológico de las aguas continentales superficiales españo-

- las mediante imágenes MERIS. *Revista de Teledetección* 34: 19-25.
- DOMÍNGUEZ, J.A., ALONSO, C., & ALONSO, A. 2011. Remote sensing as a tool for monitoring water quality parameters for Mediterranean Lakes of European Union water framework directive (WFD) and as a system of surveillance of cyanobacterial harmful algae blooms (SCyanoHABs). *Environ Monit Assess* 181: 317-334.
- EKERKIN, S. 2007. Water Quality Retrievals from High Resolution Ikonos Multispectral Imagery: A Case Study in Istanbul, Turkey. *Water Air Soil Pollut.* 183: 239-251.
- ELLIOTT, M., & QUINTINO, V. 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54: 640-645.
- FANG, T., LI, D., YU, L., GAO, L., & ZHANG, L. 2006. Effects of irradiance and phosphate on growth of nanophytoplankton and picophytoplankton. *Acta Ecologica Sinica* 26 (9): 2783-2790.
- FOCARDI, S., SPECCHIULLI, A., SPAGNOLI, F., FIESOLETTI, F., & ROSSI, C. 2009. A combined approach to investigate the biochemistry and hydrography of a shallow bay in the South Adriatic Sea: the Gulf of Manfredonia (Italy). *Environmental Monitoring and Assessment* 153: 209-220.
- GAROFANO, V., MARTÍNEZ, F., & DELGADO, R. 2009. Les riberes del Serp. Gestió de l'aigua per a la seua conservació. Valencia: CEIC Alfons el Vell. ISBN: 978-84-96839-18-2.
- GOHIN, F., SAULQUIN, B., OGER-JEANNERET, H., LOZAC'H, L., LAMPERT, L., LEFEBVRE, A., RIOU, P., & BRUCHON, F. 2008. Towards a better assessment of the ecological status of coastal waters using satellite-derived chlorophyll-a concentrations. *Remote Sensing of Environment* 112: 3329-3340.
- GREEN, E. P., MUMBY, P. J., EDWARDS, A. J., & CLARK, C. D. 2000. Water Column Correction Techniques. Chap. 8 in *Remote Sensing. Handbook for Tropical Coastal Management*, A. J. Edwards, ed. UNESCO, Paris. pp. 121-128.
- GREGG, W. W., & CASEY, N. W. 2004. Global and regional evaluation of the SeaWiFS chlorophyll data set. *Rem Sens Environ* 93: 463-479.
- HOOKE, S.B., CLAUSTRE, H., RAS, J., VAN HEUKELEM, L., BERTHON, J.-F., TARGA, C., VAN DER LINDE, D., BARLOW, R., & SESSIONS, H. 2000. The JRC Method. In: Hooker, S. B., Firestone, E. R. (eds) *The First SeaWiFS HPLC Analysis Round-Robin Experiment (SeaHARRE-1)*. NASA Technical Memorandum 2000-206892, Vol. 14. NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt, MD. p. 42.
- HOWARTH, R. W., JENSEN, H. S., MARINO, R., & POSTMA, H. 1995. Transport to and processing of P in nearshore and oceanic waters. In *Phosphorus in the Global Environment*. H. Tieszen, ed. Wiley, New York. pp. 323-328.
- IOCCG, 2000. Remote sensing of ocean colour in coastal, and other optically-complex, waters. Sathyendrath, S. (ed), Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 3, IOCCG, Dartmouth, Canada.
- KRAUSE, K. 2003. Radiance Conversion of QuickBird Data. Digital Globe, CO, USA.
- KROM, M. D., HERUT, B., & MANTOURA, R. F. C. 2004. Nutrient budget for the Eastern Mediterranean: Implications for phosphorus limitation. *Limnology and Oceanography* 49: 1582-1592.
- LEE, Z., & HU, C. 2006. Global distribution of Case-1 waters: An analysis from SeaWiFS measurements. *Remote Sensing of Environment* 101: 270-276.
- LIU, Y., ISLAM, MD A., & GAO, J. 2003. Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing. *Progress in Physical Geography* 27(1): 24-43.
- MAIER, G., NIMMO-SMITH, R. J., GLEGG, G. A., TAPPIN, A. D., & WORSFOLD, P. J. 2009. Estuarine Eutrophication in the UK: current incidence and future trends. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 43-56.
- MARITORENA, S., FANTON D'ANDON, O., MANGIN, A., & SIEGEL, D. A. 2010. Merged satellite ocean color data products using a bio-optical model: Characteristics, benefits and issues. *Remote Sensing of Environment* 114: 1791-1804.
- MISHRA, D., NARUMALANI, S., RUNDQUIST, D., & LAWSON, M. 2006. Benthic habitat mapping in tropical marine environments using QuickBird multispectral data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 72: 1037-1048.
- MOREL, A., & PRIEUR, L. 1977. Analysis of variations in ocean color. *Limnology and Oceanography* 22: 709-722.
- WHEELER, S. M., MORRISSEY, L.A., LEVINE, S. N., LIVINGSTON, G. P., & VINCENT, W. F. 2012. Mapping cyanobacterial blooms in Lake Champlain's Missisquoi Bay using QuickBird and MERIS satellite data. *Journal of Great Lakes Research* 38: 68-75.
- NAS, B., KARABORK, H., EKERKIN, S., & BERKTAY, A. 2009. Mapping chlorophyll-a through in-situ measurements and Terra ASTER satellite data. *Environ Monit Assess* 157: 375-382.
- NEDWELL, D. B., JICKELLS, T. D., TRIMMER, M., & SANDERS, R. 1999. Nutrients in Estuaries. *Advances in Ecological Research* 29: 43-92.
- ORMECI, C., SERTEL, E., & SARIKAYA, O. 2009. Determination of chlorophyll-a amount in Golden Horn, Istanbul, Turkey using IKONOS and in situ data. *Environ Monit Assess* 155: 83-90.

- OYAMA, Y., MATSUSHITA, B., FUKUSHIMA, T., MATSUSHIGE, K., & IMAI, A. 2009. Application of spectral decomposition algorithm for mapping water quality in a turbid lake (Lake Kasumigaura, Japan) from Landsat TM data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote sensing* 64, 73-85.
- PAERL, H. W. 2006. Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: interactive effects of human and climatic perturbations. *Ecological Engineering* 26: 40-54.
- PINILLA, L. 1997. Evolución de la calidad del agua en el tramo inferior del Ebro. *Revista de Obras Públicas* 3368: 101-112.
- SANTAMARÍA-DEL-ÁNGEL, E., MILLÁN-NÚÑEZ, R., GONZÁLEZ-SILVERA, A., & CAJAL-MEDRANO, R. 2010. Comparison of In Situ and Remotely-Sensed Chl-a concentrations: a Statistical Examination of the Match-up Approach. Chap. 15 in the Handbook of Satellite Remote Sensing Image Interpretation: Applications for Marine Living Resources Conservation and Management, J. Morales, V. Stuart, T. Platt and S. Sathyendranath, eds. EU PRESPO and IOCCG. pp. 221-238.
- SANTINI F., ALBEROTANZA, L., MARIA CAVALLI, R. M., & PIGNATTI, S. 2010. A two-step optimization procedure for assessing water constituent concentrations by hyperspectral remote sensing techniques: an application to the highly turbid Venice lagoon waters. *Remote Sensing of Environment* 114: 887-898.
- SEBASTIA, M.T., RODILLA, M., SANCHIS, J.A., ALTUR, V., GADEA, I., & FALCO, S. 2012. Influence of nutrient inputs from a wetland dominated by agriculture on the phytoplankton community in a shallow harbour at the Spanish Mediterranean coast. *Agriculture Ecosystems & Environment* 152(C), 10-20. doi: 10.1016/j.agee.2012.02.006.
- SMITH, V. H. 2006. Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnology and Oceanography* 51 (1, part 2): 377-84.
- SONG, K., WANG, Z., ZHANG, B., LI, F., JIANG, G., BLACKWELL, J., & ZHANG, Y. 2011. Water quality monitoring using Landsat Themate Mapper data with empirical algorithms in Chagan Lake, China. *Journal of Applied Remote Sensing* 5: 053506 (Mar 14, 2011) doi: 10.1117/1.3559497
- WRIGHT, S. W., JEFFREY, S. W., MANTOURA, R. F. C., LLEWELLYN, C. A., BJOERNLAND T., REPETA, D., & WELSCHMEYER, N. 1991. Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton». *Marine Ecology Progress Series* 77: 183.
- ZHANG, Y., LIU, M., QIN, B., VAN DER WOERD, H.J., LI, J., & LI, Y. 2009. Modeling remote-sensing reflectance and retrieving chlorophyll-a concentration in extremely turbid case-2 waters (Lake Taihu, China). *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 47 (7): 1937-1948.
- ZHENGJUN, W., JIANMING, H., & GUISEN, D. 2008. Use of satellite imagery to assess the trophic state of Miyun Reservoir, Beijing, China. *Environmental Pollution* 55: 13-19.

Cambios en el IVN y su relación con disturbios antrópicos en la vegetación serrana de Córdoba, Argentina

A. A. Brun¹, O. R. Campanella², A. J. Oggero¹ y S. A. Suárez¹

¹ *Departamento de Ciencias Naturales. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales. Universidad Nacional de Río Cuarto-UNRC. 5800 Ruta 36, km 601. Río Cuarto (Córdoba). Argentina*

² *Departamento de Geología. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales. Universidad Nacional de Río Cuarto-UNRC. 5800 Ruta 36, km 601. Río Cuarto (Córdoba). Argentina*

Resumen

La distribución de la vegetación está determinada por relaciones entre las especies, el ambiente y el disturbio. Estos factores producen cambios en la cobertura y composición vegetal modificando temporal o permanentemente los servicios del ecosistema. Los objetivos del trabajo fueron: a) evaluar la relación entre IVN, cobertura vegetal y el disturbio antrópico en dos cortes temporales: 2001 y 2008, y b) caracterizar la composición florística y la cobertura en distintos ambientes. Se crearon seis mapas de clases de IVN (tres subimágenes con dos instancias temporales) con datos LANDSAT 5 y 7. Se realizaron 21 censos de vegetación al azar en las sierras de Comechingones (Córdoba, Argentina). Se cuantificó abundancia-cobertura de 75 especies. Se evaluaron 16 variables ambientales y de disturbio. Mediante análisis de correspondencia canónica se relacionaron censos y especies con el ambiente y los disturbios. Se identificaron 3 comunidades vegetales. Se explicó el 34% de la distribución de la vegetación por las variables ambientales y el disturbio. El IVN aumentó en el año 2008 respecto al año 2001, en las tres subimágenes del área de estudio, relacionado con cambios en el uso de la tierra. También se probó que las interrelaciones entre variables de disturbio (tala e invasión de leñosas exóticas) modularon y condicionaron el establecimiento de dos de las tres comunidades en la zona serrana.

Palabras clave: Teledetección, LANDSAT, comunidades vegetales, uso de la tierra, cambios espacio temporales.

Abstract

Relationship between NDVI, vegetation and anthropogenic disturbances in Córdoba, Argentina

Distribution of vegetation is determined by relationships among species, environment and disturbances. These factors cause changes in plant cover and composition, altering ecosystem services temporarily or permanently. The aims of this study were: a) to evaluate the relationship between NDVI, vegetation and anthropogenic disturbances at two points in time: 2001 and 2008, and b) to characterize the floristic composition and cover in different environments. Six maps of NDVI classes were created (three sub-scenes on two temporary instances) from LANDSAT 5 and 7 data. Twenty-one vegetation surveys were conducted in Sierras of Comechingones mountain range (Córdoba, Argentina). Abundance-cover of 75 species was quantified. Sixteen environmental and disturbance variables were assessed. Using canonical correspondence analysis, surveys and species were related to environment and disturbances. Three plant communities were identified. Environmental and disturbance variables accounted for 34% of plant distribution. NDVI increased in 2008 compared to 2001 in the three subimages of the study area; such increased was related to changes in land use. It was also confirmed that interrelationships between disturbance variables (logging and invasion of exotic woody species) regulated and conditioned the establishment of two of the three communities in the mountain area.

Key words: remote sensing, LANDSAT, plant communities, land use, spatial-temporal changes.

* Autor para la correspondencia: anahibrun@gmail.com

Recibido: 04-05-11; Aceptado: 13-04-12.

Introducción

La distribución de la vegetación natural está condicionada por distintos factores que determinan relaciones entre las especies, el ambiente y el disturbio (Hooper *et al.*, 2005; Crawley, 1997). Algunos de ellos influyen sobre los procesos poblacionales que condicionan la abundancia de las especies (Crawley, 1997). Otros como los climáticos, los edáficos o el régimen de disturbio producen cambios en la cobertura y fisonomía vegetal modificando de manera temporal o permanente los servicios que brinda la vegetación al ecosistema y al bienestar humano (Hooper *et al.*, 2005; Quétier *et al.*, 2007).

Los resultados de estos cambios pueden ser evaluados por variaciones en el tiempo del índice verde obtenido a partir de información satelital (Chuvieco, 2007). Los datos de sensores remotos en general, y de LANDSAT 5 y LANDSAT 7 en particular posibilitan éste análisis, por los rangos espectrales que cubren en el espectro del visible y del infrarrojo y por su disponibilidad temporal y espacial.

Los sensores a bordo de satélites registran energía electromagnética emitida o reflejada por un objeto o superficie en distintas bandas del espectro electromagnético. Las imágenes satelitales proveen entonces datos cuantitativos y espacialmente continuos de la superficie terrestre (Lillesand *et al.*, 2008). El proceso de generación de una aplicación concreta de la información espectral implica la «traducción» de la medición de radiación reflejada en una variable o índice con un significado biofísico (Paruelo, 2008).

El índice de vegetación normalizado (IVN) representa la cantidad y el vigor de la vegetación (actividad fotosintética). Este índice ha mostrado tener una fuerte relación con la biomasa (Ripple, 1985; Sellers, 1985; Gerberman *et al.*, 1984; Tucker, 1977) y con las condiciones climáticas, así como con el patrón predominante de uso de las tierras (Volante *et al.*, 2003).

Los ambientes serranos de Córdoba (Argentina) son los reservorios más importantes de la flora nativa, ya que poseen suelos poco desarrollados, con roca superficial y limitada aptitud agrícola (Cabido *et al.*, 2003; Gorgas y Tassile, 2006). En particular, en la zona de estudio se encuentran los mayores índices de

biodiversidad de especies vegetales con uso medicinal y aromático, tradicional fuente de ingreso para los pobladores locales (Toledo, 2009; Barboza *et al.*, 2006). Asimismo, se forman las principales cuencas hídricas de la región central de la Argentina, donde la vegetación natural cumple un papel importante al interceptar las precipitaciones y regular la escorrentía y la infiltración (Vázquez *et al.*, 1979; Gorgas y Tassile, 2006).

En la última década la vegetación natural está siendo reemplazada o destruida a tasas alarmantes, especialmente en aquellos sitios de uso potencial para la urbanización y la agricultura (Cabido *et al.*, 2005; Paruelo *et al.*, 2005). La modificación estos hábitats provoca la disminución directa de la biodiversidad y la alteración de los procesos ecosistémicos de la región (Nuñez y Cantero, 2000).

Los antecedentes presentados permiten formular los siguientes objetivos: a) evaluar la relación entre IVN, cobertura vegetal y el disturbio antrópico en dos cortes temporales: 2001 y 2008, y b) caracterizar la composición florística y la cobertura en distintos ambientes. Disponer de esta información permitirá desarrollar estrategias de manejo sostenible, ordenamiento territorial y revalorización de la vegetación nativa.

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio se ubica en la sierra de Comechingones entre los 31° 10' S y 33° 00' S, y los 64° 10' O y 65° 00' O (Córdoba, Argentina) (Fig. 1). La altitud varió entre los 700 y los 1.200 m s.n.m. y las precipitaciones oscilan entre 600 mm y 800 mm anuales, concentradas en el verano. Ambos factores determinan una la vegetación xerófila que fisonómicamente incluye al Bosque Serrano y al Arbustal (Luti *et al.*, 1979; Nuñez y Cantero, 2000; Cabido *et al.*, 2003).

Imágenes satelitales

Para el cálculo del IVN, como herramienta cartográfica de apoyo y validación de los da-

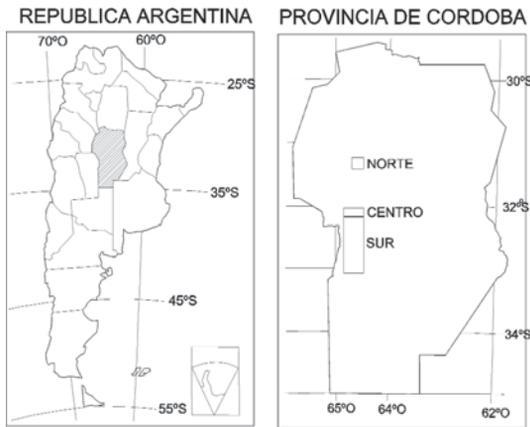


Figura 1. Mapa de la provincia de Córdoba (Argentina) con la ubicación de las subimágenes (norte, centro y sur).

tos de campo se utilizaron datos de sensores remotos. Se trabajó con imágenes sin nubes LANDSAT 5 TM correspondientes al año 2008, y LANDSAT 7 ETM+ pertenecientes al año 2001. Debido a la extensión y ubicación de las áreas estudiadas fue necesario trabajar con las escenas 229/82 y 229/83 para ambas fechas. Las imágenes fueron obtenidas del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2010) y de la Universidad de Maryland (NASA, 2010).

Dada la extensión espacial del área de estudio, la resolución espacial de las imágenes satelitales utilizadas y la ubicación de los puntos de muestreo, se hizo necesario crear tres subimágenes (norte, centro y sur) en cada corte temporal (Fig. 1). Para el procesamiento y análisis de las imágenes satelitales se utilizó el programa ENVI 4.x.

Preprocesamiento

Para la georreferenciación, se generó una imagen sintética HSV 453-8 construida a partir de una imagen LANDSAT 7 ETM+ ortogeoreferenciada descargada de la Universidad de Maryland. El tamaño de píxel es 14,25 m. La imagen fue transformada al sistema de proyección TM Gauss Krüger Faja 3. La misma constituyó la imagen base para definir puntos homólogos en el proceso de georreferenciación imagen a imagen para las imágenes LANDSAT 5. Se definieron 40 puntos homó-

logos con un RMS global 0,60 (expresado en píxeles) para la imagen LANDSAT 5 de 2008. Como resultado de este proceso, se obtuvieron tres subimágenes, denominadas norte, centro y sur.

La corrección atmosférica se realizó utilizando la metodología propuesta por Chavez (Chuvieco, 2007). Los datos originales de la imagen están expresados para cada banda en valores enteros comprendidos entre 0 y 255. El proceso de traducción de los niveles digitales (ND) a reflectividad se realizó en dos fases: 1) conversión de valores de ND a valores de radiancia en el sensor a partir de los coeficientes de calibrado del sensor, y 2) estimación de valores de reflectividad aparente al tope de la atmósfera (TOA), con la irradiancia solar y la fecha de adquisición de la imagen (Chuvieco, 2007).

Cálculo del IVN

Varios índices espectrales han sido propuestos como estimadores de la presencia y condición de la vegetación (Fensholt *et al.*, 2004; Riddo *et al.*, 1998; Baret y Guyot, 1991; Choudhury, 1987). Sin embargo, el Índice de Vegetación Normalizado ha sido y es el más usado. Se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$IVN = (B4 - B3) / (B4 + B3).$$

La banda 3 (B3) corresponde al rojo del visible (de baja reflectividad para la vegetación) y la banda 4 (B4) al infrarrojo cercano (de alta reflectividad para la vegetación). Mediante reclasificación del mapa de IVN se definieron los intervalos correspondientes al valor -1,0 a 0,1 significa ausencia de actividad fotosintética y es asignado a la clase uno y color blanco respectivamente; el valor 0,1 a 0,5 indica actividad fotosintética baja y corresponde a la clase dos y color amarillo; por último el intervalo 0,5 a 1,0 representa actividad fotosintética alta y concierne a la clase tres y color verde.

Detección de cambios

Se realizó un mapa de clases por cada subimagen perteneciente a los años 2001 y 2008 teniendo en cuenta los valores y colores esta-

blecidos en el cálculo de IVN. También fueron digitalizados los puntos de muestreo.

Relevamiento de vegetación, ambiente y disturbio

Entre febrero y marzo de 2009 se realizaron 21 censos fitosociológicos (Müeller-Dombois y Ellenberg, 1974) junto con la caracterización del ambiente abiótico y el tipo de disturbio. A campo, en cada censo (100 m²) se registró presencia de las especies además de evaluar la abundancia-cobertura de cada una ellas según escala de Braun Blanquet (Müeller-Dombois y Ellenberg, 1974), se recolectaron ejemplares para su correspondiente identificación. En laboratorio, se corroboró la determinación taxonómica mediante el uso de claves y bibliografía específica (Zuloaga y Morrone, 1999; Bianco y Cantero, 1985a,b; Burkart, 1979, 1974, 1969). También a campo se registró mediante estimación visual cobertura total (%), de leñosas (%) y de herbáceas (%); y del ambiente abiótico roca expuesta (%). Mediante el uso de GPS se georeferenciaron los sitios de muestreo y su altitud. En el laboratorio se completó la caracterización del ambiente mediante bibliografía adicionando información edáfica: código de unidad cartográfica, índice de productividad de la unidad, aptitud de uso, fisiografía, tipo de suelo, drenaje, pendiente y materia orgánica (Gorgas y Tassile, 2006). Los disturbios, principalmente relacionados con la actividad antrópica, se registraron por presencia-ausencia de ocurrencia de fuego, tala, pastoreo, invasión de leñosas exóticas y agricultura.

Con la información de campo se confeccionó el listado florístico de la zona de estudio mientras que para el análisis de los datos se confeccionaron dos matrices, una florística y otra ambiental. Se eliminaron las especies de constancia menor al 10 %, cuya presencia pudo deberse al azar, y censos y especies con alta dispersión (Müeller-Dombois y Ellenberg, 1974). Se utilizó análisis de correspondencia canónica (CCA) para relacionar la información florística, ambiental y disturbio (ter Braak, 1987). Para el análisis se estandarizó el resultado final de las especies y censos por centro y normalización.

La cobertura total, de leñosas y de herbáceas de los censos en cada comunidad (4; 5 y 5 censos respectivamente) se analizó mediante ANOVA y la comparación de medias con prueba de Tukey ($P=0,1$) (Montgomery, 1991).

Resultados y discusión

El disponer de imágenes satelitales de la zona serrana permitió evaluar cambios en la cobertura vegetal y en la actividad fotosintética en los años 2001 y 2008 (Figs. 2 a 7). En ambos años predominó el rango 0,1 a 0,5 de IVN, indicando una actividad fotosintética baja para las tres zonas. Estos resultados concuerdan con el tipo de vegetación xerófila descrita por Cabrera (1976) y Luti *et al.* (1979). Al analizar comparativamente los años se observa un aumento en el rango 0,5 a 1 de IVN, lo que su-

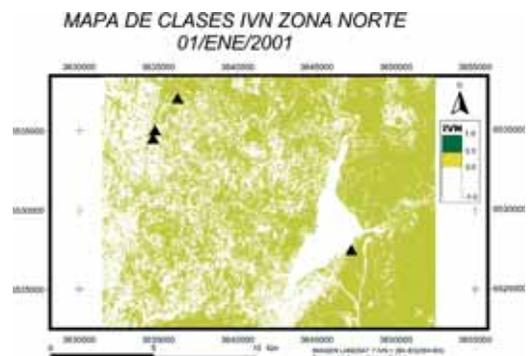


Figura 2. Mapa de la zona norte (2001): rangos, clases de actividad fotosintética estimada de IVN y ubicación de los censos de vegetación.

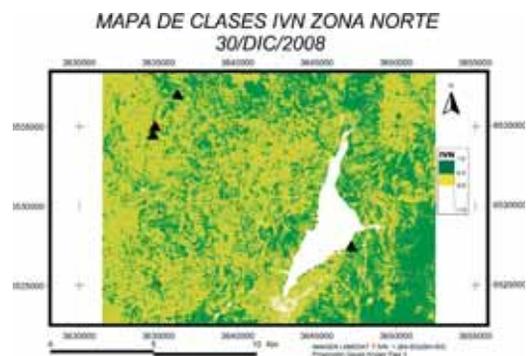


Figura 3. Mapa de la zona norte (2008): rangos, clases de actividad fotosintética estimada de IVN y ubicación de los censos de vegetación.

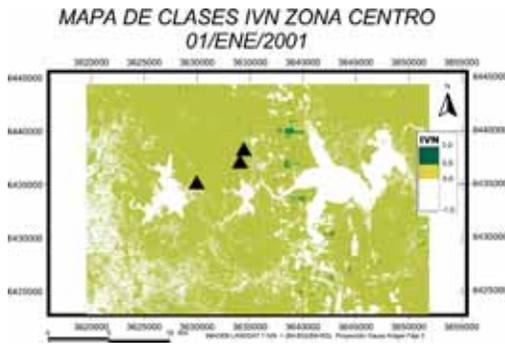


Figura 4. Mapa de la zona centro (2001): rangos, clases de actividad fotosintética estimada de IVN y ubicación de los censos de vegetación.



Figura 5. Mapa de la zona centro (2008): rangos, clases de actividad fotosintética estimada de IVN y ubicación de los censos de vegetación.

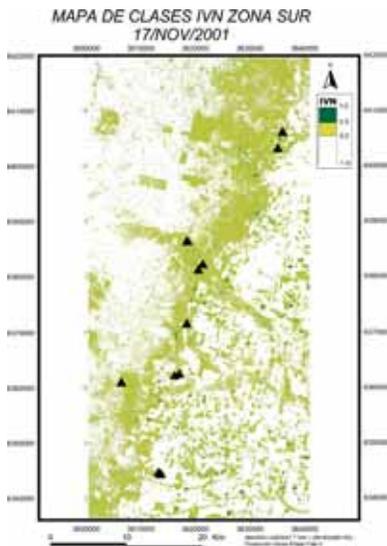


Figura 6. Mapa de la zona sur (2001): rangos, clases de actividad fotosintética estimada de IVN y ubicación de los censos de vegetación.

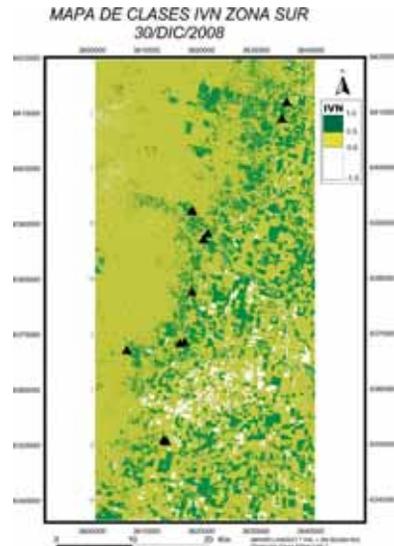


Figura 7. Mapa de la zona sur (2008): rangos, clases de actividad fotosintética estimada de IVN y ubicación de los censos de vegetación.

giere un incremento de la actividad fotosintética en la área de estudio. Considerando que las subimágenes corresponden a la estación de crecimiento primavero-estival de la vegetación, y que las lluvias y la temperatura media anual fueron equivalentes (INTA EEA Manfredi, 2010; Servicio Meteorológico Nacional, 2009) podemos inferir que dichos cambios son atribuibles a modificaciones en la cobertura vegetal por un uso diferente de la tierra.

Al relacionar la información florística con las variables ambientales encontramos que el porcentaje acumulado de variación explicada por los tres primeros ejes del ordenamiento es del 34%. El primer eje explica el 13%; mien-

tras que el segundo y tercer eje explican el 11% y 10% respectivamente. Al ordenar los censos y las especies en función de los valores el primer y segundo eje de CCA se observan tres comunidades (Fig. 8). La Comunidad 1 se ubica hacia en el cuadrante superior izquierdo y se encuentra asociada con las variables invasión de leñosas exóticas (51% eje 2) y latitud (86% eje 1). Las especies que la caracterizan son: *Acacia caven* (Mol.) Molina, *Zanthoxylum coco* (Gillies) ex Hook f & Arn., *Cestrum parqui* L' Herit., *Eupatorium buniifolium* Hook. et. Arn., *Aloysia gratissima* (Gill. et Hook.) Tronc. y *Lithrea molleoides* (Vell.) Engl. La Comunidad 2 se ubica hacia el cuadrante inferior iz-

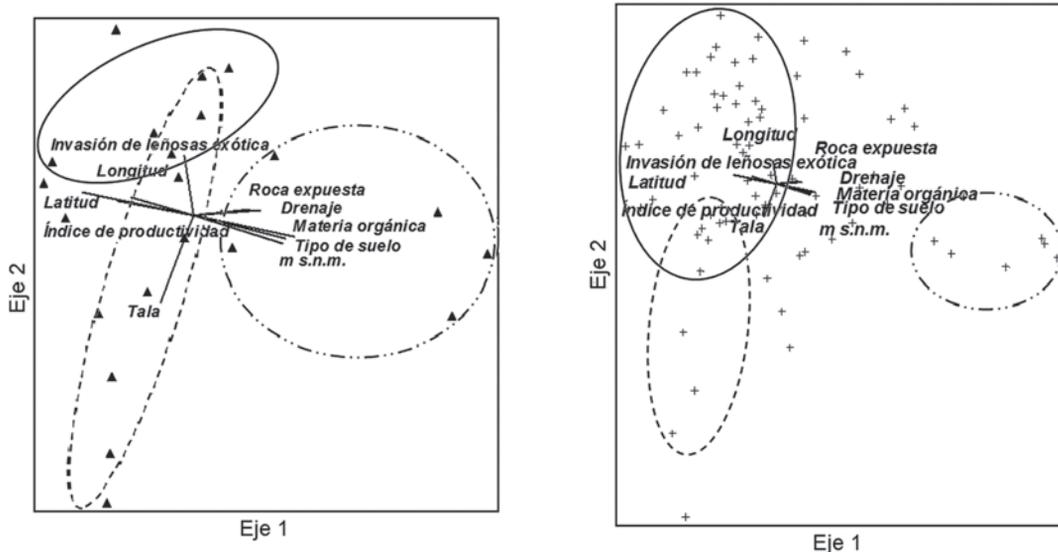


Figura 8. Distribución de los censos de vegetación (a) y especies (b) en función del primer y segundo eje canónico, indicando variables ambientales y de disturbio de tres comunidades en la zona serrana de Córdoba. Línea continua: comunidad 1; línea rayada: comunidad 2; línea con raya y puntos: comunidad 3.

quierdo y está asociada con la variable tala (70% eje 2). Las especies indicadoras son: *Setaria parviflora* (Poir.) Kerguelén, *Schkuhria pinnata* (Lam.) Kuntze ex Thell., *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Digitaria sanguinalis* (L.), *Euphorbia peplus* L. y *Sorghum halepense* (L.) Pers. La Comunidad 3 se ubica en el margen derecho y está asociada con las variables: tipo de suelo, altura sobre el nivel del mar y materia orgánica (79%, 69% y 70 % eje 1). Las especies que la integran son: *Borreria eryngioides* Cham. & Schltldl., *Acalypha communis* Müll. Arg., *Colletia spinosissima* Gmel., *Selaginella sellowii* Hieron y *Heterothalamus alienus* (Spreng.) Kuntze.

La cobertura total, de leñosas y de herbáceas difirió significativamente entre las tres comunidades ($P=0,007$; $P=0,062$; $P=0,015$). Los valores medios en la cobertura total de las comunidades 1 y 3 se diferenciaron ($P=0,1$). Mientras que los valores medios de la cobertura de leñosas y de herbáceas de la comunidad 2 difirió ($P=0,1$) de la comunidad 3. Estas diferencias en la cobertura vegetal evaluada a campo se relacionaron con cambios en la actividad fotosintética entre los mapas de clase correspondientes a cada zona del año 2008. Por ejemplo, la comunidad 3 se ubica mayormente en la zona norte (67%), tuvo la menor cobertura total (85%) y la mayor del estrato le-

ñoso (42%) evaluada a campo. Esta comunidad se caracteriza por especies indicadoras del Arbustal, transición entre el Bosque Serrano y el Pastizal de altura, donde el paisaje se caracteriza por la casi total ausencia de árboles y la presencia de arbustos (Luti *et al.*, 1979). En tanto que, la comunidad 1 relacionada con variables que indican disturbio y que se ubica exclusivamente en la zona sur (100%), tuvo la mayor cobertura total (97%) evaluada a campo. En esta comunidad encontramos especies invasoras de ambientes naturales (Nevel y Porcile, 2006) y agrícolas (Ghersa *et al.*, 2002). Y la comunidad 2 asociada con la tala presente en la zona sur (97%) y la centro (3%), tuvo la menor cobertura del estrato arbóreo (7%) y la mayor del herbáceo (92%). Aquí se encontraron importantes malezas de ambientes agrícolas (De la Fuente *et al.*, 2006).

En los últimos años la actividad antrópica ha modificado casi la totalidad de los ambientes naturales serranos, principalmente aquellos sin limitantes para la agricultura y la urbanización. Los que aún se conservan, están siendo fragmentados de manera creciente en una matriz de cultivos anuales, principalmente la soja (Cabido *et al.*, 2005; Paruelo *et al.*, 2005). Tales actividades junto con la deforestación y el pastoreo modifican la estructura y funcionamiento del ecosistema (Cabido *et al.*, 2005),

pudiendo provocar aumentos en la actividad fotosintética por la homogeneización de la vegetación. Si bien los censos de vegetación no fueron realizados en lotes agrícolas los registros a campo de tala, actividad agrícola e invasión de leñosas exóticas son indicadores del uso de la tierra.

Conclusiones

El estudio de la vegetación en la zona serrana de Córdoba (Argentina) mediante el uso de sensores remotos puso en evidencia que el IVN aumentó en el año 2008 al compararse con el año 2001. También se probó que las variables como tala e invasión de leñosas exóticas influenciaron el establecimiento de dos de las tres comunidades vegetales. Ello se evidenció por los altos porcentajes de variación de la composición florística explicada por disturbios antrópicos. En coincidencia con la información satelital, la evaluación a campo de la cobertura vegetal mostró que aumentó la cobertura total y la del estrato herbáceo en particular.

Agradecimientos

Se agradece a los revisores anónimos por sus interesantes observaciones y sugerencias que contribuyeron a la mejora del manuscrito. Este trabajo ha sido realizado por el financiamiento de Proyectos Federales de Innovación Productiva del Consejo Federal de Ciencia y Tecnología (Córdoba 02/07, convenio 026/09) y del Ministerio de Ciencia y Tecnología de Córdoba (Res. MINCYT Cba. N° 000113/2011).

Referencias

- BARBOZA, E. G., CANTERO, J. J., NÚÑEZ, C. O., & ESPINAR, L. A. (eds). 2006. *Flora medicinal de la provincia de Córdoba (Argentina) Pteridófitas y Antófitas silvestres o naturalizadas*. Museo Botánico de Córdoba. Argentina, 1.264 págs.
- BARET, F., & GUYOT, G. 1991. Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment* 35: 161-173.
- BIANCO, C., & CANTERO, J. J. 1985a. Las plantas vasculares del sudoeste de la provincia de Córdoba. Parte I: Clave para la determinación de familias. *Revista UNRC* 5(2): 143-159.
- BIANCO, C., & CANTERO, J. J. 1985b. Las plantas vasculares del sudoeste de la provincia de Córdoba. Parte II: Clave para la determinación de géneros. *Revista UNRC* 5(2): 161-206.
- BURKART, A. 1969. *Flora ilustrada de Entre Ríos (Argentina)*. Bs. As. Tomo VI, parte II. INTA.
- BURKART, A. 1974. *Flora ilustrada de Entre Ríos (Argentina)*. Bs. As. Tomo VI, parte VI. INTA.
- BURKART, A. 1979. *Flora ilustrada de Entre Ríos (Argentina)*. Bs. As. Tomo VI, parte V. INTA.
- CABIDO, D., CABIDO, M., GARRÉ, S. M., GORAS, J. A., MIATELLO, R., RAVELO, A., RAMBALDI, S., & TASSILE, J. L. (coordinadores). 2003. *Regiones naturales de la provincia de Córdoba*. Agencia Córdoba D.A.C.yT. Córdoba, Argentina, 103 págs.
- CABIDO, M., ZAK, M., CINGOLANI, A., CÁCERES, D., & DÍAZ, S. 2005. Cambio en la cobertura de la vegetación de la Argentina. ¿Factores directos o causas subyacentes? En: Oesterheld M., Aguiar M. R., Ghersa C. M., & Paruelo J. M. (compiladores) *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas*. Un homenaje a Rolando J.C. León. Editorial Facultad de Agronomía-UBA. Bs. As., Argentina, 271-296 pp.
- CABRERA, A. L. 1976. *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Regiones fitogeográficas argentinas*. Editorial ACME S.A.C.I., II(1), 85 págs.
- CHOUDHURY, B. J. 1987. Relationships between vegetation indices, radiation absorption, and net photosynthesis evaluated by a sensitivity analysis. *Remote Sensing of Environment*, 22: 209-233.
- CHUVIECO, E. 2007. *Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el Espacio*. Editorial Ariel S. A. Barcelona, España, 592 pp.
- CRAWLEY, M. J. 1997. The structure of plant communities. En: Crawley, M. J. (ed.) *Plant ecology*. Blackwell Science 14: 475-531.
- DE LA FUENTE, E. B., SUÁREZ, S. A., & GHERSA, C. M. 2006. Soybean weed community composition and richness between 1995 and 2003 in the Rolling Pampas (Argentina). *Agriculture Ecosystems and Environment* 115(1-4): 229-236.
- FENSHOLT, R., SANDHOLT, I., & RASMUSSEN, M. S. 2004 Evaluation of MODIS LAI, fAPAR and the relation between fAPAR and NDVI in a semi-arid environment using in situ measurements. *Remote Sensing of Environment* 91: 490-507.
- GERBERMAN, A. J., CUELLAR, J. A., & GAUSMAN, H. W. 1984. Relationship of sorghum canopy variables to reflected infrared radiation for 2 wavelengths and 2 wavebands. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 50: 209-214.
- GHERSA, C. M., DE LA FUENTE, E. B., SUÁREZ, S. A., & LEÓN, R. J. C. 2002. Woody spe-

- cies invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. ELSERVIER 88(3): 271-278.
- GORGAS, J. A., & TASSILE, J. L. 2006. *Recursos naturales de la provincia de Córdoba. Los suelos. Nivel de reconocimiento 1:500.000*. Agencia Córdoba Ambiente S.E. e INTA Centro Regional Córdoba.. Córdoba, Argentina. 612 pp.
- HOOOPER, D. U., CHAPIN III, F. S., EWEL, J. J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75(1): 3-35.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), 2010. www.inpe.br
- INTA EEA Manfredi. 2010. Área de Recursos Naturales. Resumen histórico de lluvias en mm desde el año 1931. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/manfredi/info/clima/historico/lluvde31.htm>
- LILLESAND, T. M., KIEFER, R. W., & CHIPMAN, J. W. 2008. *Remote Sensing and Image Interpretation. 6ta edición*. Edit. John Wiley. 804 pp.
- LUTI, R., BERTRÁN DE SOLÍS, M. A., GALERA, M. F., MULLER DE FERREIRA, N., BERZAL, M., NORES, M., HERRERA, M. A., & BERREIRA, J. C. 1979. *Vegetación en Geografía Física de la Provincia de Córdoba*. Vázquez y Miatello, eds. 464 pp.
- MONTGOMERY, D. C. 1991. *Diseño y análisis de experimentos*. Grupo editorial Iberoamérica, Bs. As., Argentina. 589 pp.
- MUELLER-DOMBOIS, D., & ELLENBERG, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons, New York, USA. 547 pp.
- NASA, 2010. Landsat Scenes from the Global Land Cover Facility. GODDARD SPACE FLIGHT CENTER, *University of Maryland*, <http://glcf.umiacs.umd.edu/data/landsat/>
- QUÉTIER, F., TAPPELLA, E., CONTI, G., CÁCERES, D., & DÍAZ, S. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta ecológica*, número especial 84-85: 17-26.
- NEVEL, J. P., & PORCILE, J. F. 2006. *Contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas*. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/Forestal/DGF.hmt>.
- NUÑEZ, C. O., & CANTERO, J. J. 2000. *Plantas medicinales del sur de la provincial de Córdoba*. Fundación Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina. 144 pp.
- PARUELO, J. M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Asociación Española de Ecología Terrestre. Ecosistemas* 17(3): 4-22.
- PARUELO, J. M., GUERSCHMAN, J. P., & VERÓN, S. R. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15(87): 14-23.
- RIDAO, E., CONDE, J., & MINUÉS, I. 1998. Estimating fAPAR from nine vegetation indices for irrigated and nonirrigated faba vean and semileafless pea canopies. *Remote Sensing of Environment* 66: 87-100.
- RIPPLE, W. J. 1985. Asymptotic reflectance characteristics of grass vegetation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 43: 1915-1921.
- SELLERS, P.J. 1985. Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration. *International Journal of Remote Sensing* 6: 1335-1372.
- SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL. 2009. Registro de lluvias desde el año 2000 al año 2008, Río Cuarto Aero. Disponible en: <http://www.smn.gov.ar/>
- TER BRAAK, C. J. F. 1987. Ordination. En Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. y van Tongeren, O.F.R. (eds.), *Data analysis in community and landscape ecology*. 1st ed. Pudoc, Wageningen, The Netherlands 5: 91-173.
- TOLEDO, A. B. 2009. Diversidad de usos, prácticas de recolección y diferencias según género y edad en el uso de plantas medicinales en Córdoba, Argentina. *Boletín Latinoamericano y del Caribe de Plantas Medicinales y Aromáticas* 8(5): 389-401.
- TUCKER, C. J. 1977. Resolution of grass canopy biomass classes. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 43:1059-1067
- VÁZQUEZ, J. B., MIATELLO, R. A., & ROQUÉ, M. E. 1979. *Geografía física de la provincia de Córdoba*. Editorial Bolts. Buenos Aires, Argentina. 464 pp.
- VOLANTE, J. N., & BIANCHI, A. R. 2003. Índice de vegetación normalizado diferencial (NDVI) de las Yungas y del Chaco Semiárido en el Noroeste Argentino. *EEA INTA Salta*.
- ZULOAGA, F. O., & MORRONE, O. 1999 (eds). Catálogo de las plantas vasculares de la República Argentina. II. Dicotyledoneae. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden* 74: 1-1269.

Estimación del nivel freático a partir del NDVI Landsat en La Pampa del Tamarugal (Chile)

M. Ortiz^{1,3}, L. Morales², P. Silva¹ y E. Acevedo¹

¹ Laboratorio de Relación Suelo-Agua-Planta. Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad de Chile. Casilla 1004. Santiago. Chile

² Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables. Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad de Chile. Casilla 1004. Santiago. Chile

³ Centro de Estudios Avanzados en Fruticultura (CEAF). Conicyt-Regional R0811011

Resumen

El salar de Pintados se ubica en la Pampa del Tamarugal (Región de Tarapacá, Chile). Allí existen 21.696 ha de *Prosopis tamarugo* Phil., de las que el 14 a 20% se encuentra en mal estado. El objetivo de este trabajo fue evaluar los cambios en el tiempo del estado de la población de *P. tamarugo* del salar de Pintados y asociarlos a la profundidad del nivel freático. A partir de mediciones mensuales de profundidad del nivel freático tomadas en 21 pozos de observación entre los años 1987 y 2003, se obtuvo un valor medio anual para cada pozo. Para cada año se estimó la distribución espacial de la profundidad del nivel freático mediante interpolación geoestadística a una malla común de 100 x 100 m. Se calculó el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) a partir de tres imágenes del satélite Landsat TM adquiridas en tres fechas de los años 1987, 1999 y 2003. Posteriormente se realizó un muestreo sistemático no alineado para extraer puntos en la imagen de satélite y datos interpolados de profundidad de nivel freático. Con esa información se realizó un análisis de regresión lineal, en el que se observó que los años 1999 y 2003 presentaban una relación similar entre NDVI y profundidad del nivel freático, mientras que el año 1987 mostró un comportamiento diferente. Para el año 1987 el coeficiente de determinación fue de 0,83 ($P \leq 0,05$) y en los años 1999 y 2003 fue de 0,86 ($P \leq 0,002$). A partir de la ecuación de regresión lineal para los valores de NDVI y profundidad de nivel freático de los años 1999 y 2003 se estimó que los tamarugos del salar de Pintados disminuyeron su actividad ($NDVI = 0,1$) cuando la profundidad del nivel freático fue de 10,0 m.

Palabras clave: *Prosopis tamarugo* Phil., NDVI, freática, defoliación, nivel freático.

Abstract

Estimation of water table depth from Landsat NDVI in the Pampa del Tamarugal (Chile)

The salar de Pintados is located in the Pampa del Tamarugal (Tarapacá Region, Chile), where there are 21,696 ha of *Prosopis tamarugo* Phil., of which 14 to 20% is in poor condition. The aim of this study was to evaluate changes over time in the status of the population of *P. tamarugo* of the Salar de Pintados and associate it with the depth of the water table. From monthly measurements of water table depth taken in 21 observation wells between 1987 and 2003, we obtained an average annual value for each well. For each year was estimated spatial distribution of water table depth using geostatistics interpolation to a common grid of 100 x 100 m. We calculated the normalized difference vegetation index (NDVI) from three Landsat TM images acquired on three dates for the years 1987, 1999 and 2003. Later a systematic non-aligned sampling was made to extract points in the satellite image and interpolated data of water table depth. With that information we performed a linear regression analysis, which showed that 1999 and 2003 had a similar relationship between NDVI and water table depth, while the year 1987 showed a different behavior. For 1987, the coefficient of determination was 0.83

* Autor para la correspondencia: mortiz@ceaf.cl

Recibido: 30-03-12; Aceptado: 15-05-12.

($P \leq 0.05$) and in the years 1999 and 2003 was 0.86 ($P \leq 0.002$). From the linear regression equation for NDVI values and water table depth in the years 1999 and 2003, it was estimated that in the Salar de Pintados *P. tamarugo* decreased their activity (NDVI = 0.1) when water table depth was 10.0 m.

Key words: *Prosopis tamarugo* Phil., NDVI, phreatophyte, defoliation, water table.

Introducción

El tamarugo (*Prosopis tamarugo* Phil.) es una especie freatófita endémica que crece en la Pampa del tamarugal, norte de Chile, Región de Tarapacá. Actualmente existen 40.771 ha de tamarugos de las que 10.852 ha corresponden a formaciones naturales de tamarugo y 29.919 ha corresponden a plantaciones de Tamarugo (PRAMAR, 2007), en su mayoría realizadas en un plan de forestación chileno entre los años 1965 y 1985. La mayor superficie de tamarugos se encuentra en el salar de Pintados con 21.696 ha de los cuales 6.542 ha corresponde a formaciones naturales y 15.154 ha fueron plantadas (PRAMAR, 2007). La Pampa del Tamarugal es una reserva subterránea de agua importante en una zona donde este recurso es particularmente escaso. Este acuífero se abastece del flujo de varias subcuencas que se emplazan en su borde oriental y que transportan el agua superficial y subterráneamente desde las partes altas de la cordillera de los Andes (sobre 3.000 msnm). La recarga estimada es de 880 l s^{-1} (DICTUC, 2006). En la Pampa no ocurren precipitaciones. Las descargas naturales corresponden a la evaporación que se produce en los salares donde la napa se encuentra a menos de 10 m de profundidad, la transpiración del bosque de tamarugos y la descarga subterránea hacia otros acuíferos. Actualmente, la extracción de agua subterránea es la principal descarga del sistema. Esta comenzó el año 1922 con un caudal un poco superior a 30 l s^{-1} (Karzulović y García, 1978). El año 1975 el caudal extraído era de 260 l s^{-1} (CORFO, 1975), en 1978 la extracción era de 322 l s^{-1} (Karzulović y García, 1978) y en 1995 era de 696 l s^{-1} (JICA, 1995). En la actualidad la extracción total es de 1.849 l s^{-1} (DGA, 2006). El desbalance entre la recarga del sistema y las descargas (naturales y antrópicas) ha provocado el descenso del nivel freático alrededor de las zonas de extracción. Peralta (1983) estimó que la extracción de agua en un sector del sa-

lar de Pintados generaba un cono de depresión de 1 a 2 km de radio, dentro del sector forestado se encontraban valores de descenso del nivel freático de 3 y 5 m. Un estudio realizado por JICA (1995) señaló que entre los años 1982 y 1993 el nivel freático aumentó en profundidad a una tasa baja, de 14 a 29 cm año⁻¹ aproximadamente, sin cambios estacionales. En el salar de Pintados un 14% de los tamarugos naturales está en regular estado y un 14% está en mal estado, en los árboles plantados un 18% se encuentra en regular estado y un 20% se encuentra en mal estado (PRAMAR, 2007), lo que podría deberse al descenso del nivel freático más allá del alcance de las raíces. Una forma de evaluar la respuesta de freatófitas que son sometidas a descenso del nivel freático es el vigor de las plantas (Groeneveld, 1992), ya que la clorosis foliar (degradación de pigmentos de clorofila), pérdida de follaje y degradación de la estructura de la copa son síntomas típicos del deterioro de los bosques (Deshayes *et al.*, 2006). La magnitud de la senescencia es aparentemente cuantitativa y refleja la severidad del estrés hídrico, lo que entrega síntomas visibles antes del daño letal (Rood *et al.*, 2003). Un método para evaluar el estado de las plantas es a través de la reflectividad o proporción de energía lumínica que reflejan direccionalmente en relación a la energía incidente. Esta reflectividad depende de las propiedades de la superficie de hojas, su estructura interna y la concentración y distribución de componentes bioquímicos, por lo que el análisis remoto de la luz reflejada puede ser usada para evaluar la biomasa y el estado fisiológico de las plantas (Peñuelas y Filella, 1998). La vegetación sana posee un espectro que se caracteriza por un claro contraste entre distintas regiones del espectro electromagnético, ya que la mayor parte de la radiación solar recibida por la planta en el espectro visible (VIS) es absorbida por los pigmentos de las hojas, mientras que éstos apenas afectan a la radiación recibida en el infrarrojo cercano (NIR). Específicamente, la vegetación

sana presenta una baja reflectividad en el visible y una alta reflectividad en el infrarrojo cercano, mientras que en áreas defoliadas la reflectancia en el rango NIR disminuye, mientras que en el rango VIS aumenta (Deshayes *et al.*, 2006). El uso de algunas bandas que se obtienen de imágenes satelitales en el cálculo de cocientes o índices permite identificar y diferenciar la condición de las masas vegetales (Chuvienco, 2002). Uno de ellos es el índice de vegetación de diferencia normalizado, NDVI, por su sigla en inglés. El estado de la vegetación, estimado a través del NDVI, estaría asociado a la profundidad del nivel freático. Este estudio tiene por objetivo evaluar los cambios en el tiempo del estado de la población de tamarugos del salar de Pintados y asociarlos a la profundidad del nivel freático.

Material y métodos

Lugar de estudio

El estudio se realizó en el salar de Pintados, el que se ubica en la Región de Tarapacá, Provincia de Tarapacá, Chile. En el salar se ubica una población de tamarugos (*Prosopis tamarugo* Phil.) de 21.696 ha. De estos 6.542 ha corresponden a formaciones naturales y 15.154 ha a tamarugos plantados (Pramar, 2007). Esta zona posee en clima desértico normal o BWt, el cual se caracteriza fundamentalmente por una masa de aire muy estable y seca que origina una gran aridez, cielos despejados todo el año y una humedad atmosférica baja. La oscilación térmica diaria es alta, pudiendo llegar a 25°C, debido al gran enfriamiento nocturno, que en algunos sectores produce temperaturas mínimas cercanas a 0°C (Dirección_Meteorológica_de_Chile, 2010).

Profundidad del nivel freático

Se obtuvo información de la profundidad del nivel freático de 21 pozos de medición distribuidos en el salar de Pintados (Tabla 1) entre los años 1987 y 2005. En cada pozo existían entre 3 a 12 registros por año, por lo que se obtuvo un promedio para cada año en cada pozo.

Tabla 1. Pozos de medición de la profundidad del nivel freático y su coordenada en UTM-195

ID	Pozo	Coordenada UTM	
		Norte	Este
11	S.Pintados D-66	7754287.38	422275.14
12	Pozo P. Sara 3 D-72	7753269.09	421826.44
13	Sara-Tirana D-81	7752238.86	427022.33
14	La Tirana J-E	7752047.18	428308.37
15	Gmo.Araya A-100	7747781.00	431716.00
18	Mendieta A-9	7743962.03	435202.68
19	Esmeralda 6 C-174	7742996.39	449838.06
20	Essat-Canchones D 134	7740067.00	446035.00
21	Sn.Genaro A-133	7739720.11	444512.42
22	Canchones J-6	7739607.83	445819.08
23	Hispania 138	7739545.49	433019.22
25	L.Quispe D-167	7735969.47	440798.37
32	S. Pintados 162	7734182.78	420332.76
36	B. Junoy J-7	7732109.98	430724.29
37	B.Junoy 230	7731952.59	433998.58
38	S.Pintados 235	7728801.77	422998.53
40	S.Pintados 237	7726665.46	432893.19
41	Pica C/Antiguo J-8	7723064.67	446077.55
43	S.Pintados 254	7720947.09	432507.63
44	S.Pintados 256	7720697.37	435469.68
45	E.Exp.Pintados 263	7718878.00	440426.00

Para cada año se estimó la distribución espacial de la profundidad de los pozos mediante interpolación geoestadística a una malla común de 100×100 m usando un modelo de variograma global, exponencial y kriging en bloques con del programa VESPER, versión 1.6.2 (Minasny *et al.*, 2002). De esta forma los datos faltantes en los pozos utilizados fueron interpolados espacial y temporalmente para completar las series y conocer las tendencias.

Imágenes satelitales

Se utilizaron tres imágenes del satélite Landsat Thematic Mapper adquiridas los días 30 de julio de 1987, 15 de noviembre de 1999 y 26 de enero de 2003, las que fueron descargadas desde el servidor del Earth Science Data Interface (ESDI) el día 29 de abril de 2009. Para el tratamiento de la información raster y vectorial se utilizó el programa Idrisi Kilimanjaro (Eastman, 2004). Las imágenes fueron corregidas geoméricamente utilizando un archivo vectorial de la red hídrica y de caminos, obtenidos por digitalización de los mapas a escala

1:50.000 del Instituto Geográfico Militar de Chile (IGM) usando ecuaciones polinomiales de segundo orden. El método de remuestreo fue de convolución cúbica, con una resolución espacial de 30×30 m, y se georeferenció según el Datum WGS84 y Huso 19 sur. Para la corrección atmosférica se utilizó el método propuesto por Chávez (1996) con la finalidad de reducir el efecto de los aerosoles en la imagen. No se realizaron correcciones de normalización topográfica pues el área de estudio es plana (Riaño *et al.*, 2003).

Con el fin de estimar el estado hídrico de la planta, en toda la zona de estudio, se utilizó el índice de vegetación normalizado NDVI (Rouse *et al.*, 1974; Tucker, 1979) que permite apreciar la intensidad de la actividad clorofílica y que tiene la ventaja de ser un índice sencillo. En el caso de una imagen LANDSAT se calcula de acuerdo a:

$$NDVI = \frac{\rho_4 - \rho_3}{\rho_4 + \rho_3} \quad [1]$$

donde ρ_4 y ρ_3 son las reflectividades calculadas a partir de los canales infrarrojo cercano (4) y rojo (3).

Posteriormente se realizó un muestreo sistemático no alineado para extraer puntos en la imagen de satélite y los datos interpolados de profundidad de nivel freático. El número de puntos de muestreo (n) se estimó de acuerdo a:

$$n = \frac{z^2 \sigma^2}{L^2 + \frac{z^2 \sigma^2}{N}} \quad [2]$$

donde z (95%) es la abscisa de la curva normal para un valor determinado de probabilidad, σ^2 es la varianza muestral, N el tamaño de la población, y L es el margen de error permitido, que fue de un 5%. Finalmente se realizaron regresiones lineales entre el NDVI y el nivel freático para los puntos muestreados.

Resultados

Nivel freático

El análisis geoestadístico de la profundidad del nivel freático en el salar de Pintados permitió obtener un registro para cada pozo entre

los años 1987 y 2005. A partir de la serie de tiempo media anual generada se calculó, mediante una regresión lineal, la tasa de cambio de la profundidad del nivel freático para el periodo analizado (pendiente) y el descenso promedio respecto al valor registrado en 1987 (Tabla 2). Este análisis mostró que los valores de pendiente fluctuaron entre $-0,44$ y $0,25 \text{ m año}^{-1}$ (los valores negativos señalan descenso del nivel freático y los valores positivos indican ascenso). A los valores de profundidad de cada pozo se le realizó el test de Mann-Kendall (Kendall, 1938), de manera de evaluar si la tendencia a descender del nivel freático era significativa. Esta fue significativa en todos los pozos, excepto en los pozos, 14, 15, 18, 20, 22, 36 y 41 (Tabla 2). El mayor valor de descenso promedio se observó en el pozo 20, que tuvo un valor de $-10,9 \text{ m}$, con un máximo de $-19,7 \text{ m}$ el año 1998 y una pendiente de $-0,44 \text{ m año}^{-1}$ (Tabla 2). El pozo 22 tuvo un descenso pro-

Tabla 2. Descenso del nivel freático promedio entre 1987 y 2005, pendiente de los valores de profundidad del nivel freático entre 1987 y 2005, descenso máximo y ascenso máximo calculados respecto al valor registrado en 1987 en cada pozo de medición y significancia (p) de la tendencia al descenso del nivel freático calculada mediante el test de Mann-Kendall

Pozo	Descenso promedio (m)	Pendiente (m año^{-1})	Descenso máximo (m)	Ascenso máximo (m)	p
11	-1.32	-0.13	-3.10	-0.03	0.0000
12	-0.89	-0.11	-1.76	1.02	0.0000
13	-3.16	-0.04	-6.47	0.05	0.0026
14	-0.69	0.20	-4.82	1.27	0.9462
15	1.52	0.05	-0.38	3.09	0.3121
18	3.32	-0.09	0.81	5.56	0.3121
19	-1.98	-0.23	-3.63	0.86	0.0000
20	-10.85	-0.44	-19.65	-0.36	0.1636
21	-5.92	-0.27	-14.90	-0.27	0.0401
22	-7.69	0.25	-20.03	0.25	0.7793
23	1.20	-0.01	-0.52	2.33	0.0087
25	-1.84	-0.16	-2.91	-0.16	0.0000
32	-1.08	-0.09	-1.67	-0.09	0.0000
36	0.01	0.01	-0.49	0.27	0.5279
37	-2.04	-0.07	-2.43	-0.07	0.0059
38	-0.56	-0.04	-0.95	-0.04	0.0002
40	-0.11	-0.07	-0.66	0.60	0.0000
41	1.82	0.08	-0.50	3.56	0.7793
43	-0.93	-0.08	-1.55	-0.08	0.0000
44	-1.13	-0.10	-1.94	-0.10	0.0000
45	0.77	-0.06	-3.49	2.54	0.0150

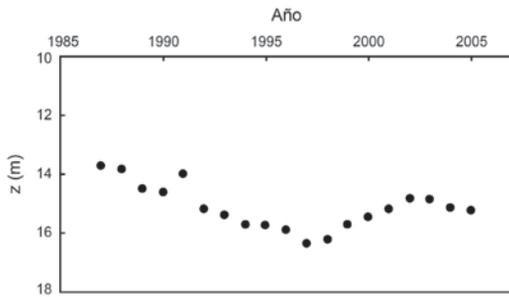


Figura 1. Media de profundidad del nivel freático para los 21 pozos de medición entre 1987 y 2005.

medio de $-7,7$ m, con un máximo de $-20,0$ m el año 1997, pero después recuperó su nivel, por lo que la pendiente fue positiva ($0,25$ m año^{-1} , Tabla 2). Esta situación también explica los valores de pendiente positivos observados en los pozos 14, 15, 18, 36 y 41. La profundidad del nivel freático media para los 21 pozos de medición en 1987 fue de 13,7 m, aumentó hasta llegar a 16,4 m en el año 1997 y después se recuperó, llegando a 15,2 m el año 2005 (Fig. 1).

Índice de vegetación NDVI

La Figura 2 muestra las imágenes de NDVI calculadas para el salar de Pintados a partir de información LANDSAT-TM adquiridas los días 30 de julio de 1987, 15 de noviembre de 1999 y 26 de enero de 2003 respectivamente. En ellas se observa claramente en cada año los límites del Salar de Pintados correspondientes

a la población de tamarugos en relación al desierto de Atacama que lo rodea.

Se observó que en 1987 los valores de NDVI positivos estuvieron asociados a un nivel freático entre 10,0 y 20,9 m de profundidad, hecho considerado anómalo probablemente debido a que ese año se evidenciaba en Chile el fenómeno de El Niño intensamente. Para el caso de Chile un evento de esta naturaleza trae consigo un aumento de las precipitaciones, y por ende una mayor probabilidad de que las napas freáticas se recarguen. En 1999 los valores de NDVI fueron positivos a 10,7 m y fueron negativos entre 10,8 y 12,5 m de profundidad. El año 2003 los valores de NDVI fueron positivos entre 9,9 y 10,5 m, mientras que entre 11,1 y 12,5 m de profundidad de nivel freático los valores de NDVI fueron negativos.

Para encontrar una relación cuantitativa simple, de forma de utilizar el NDVI como indicador del nivel freático, se realizó un muestreo sistemático no alineado sobre toda el área de estudio y en 46 puntos de acuerdo a la ecuación 2 (Tabla 3). Los puntos muestreados fueron ordenados de acuerdo al valor de NDVI y se agruparon de acuerdo a los intervalos de NDVI (Tabla 4), posteriormente se obtuvo el promedio de NDVI (\overline{NDVI}) y el promedio de profundidad del nivel freático para cada intervalo. Este procedimiento se realizó con los datos de 1987, 1999 y 2005 (Tabla 4). La Figura 3 muestra la relación existente entre \overline{NDVI} y nivel freático para cada intervalo considerado en los años 1987, 1999 y 2003, la cual en primera aproximación es lineal. Este comportamiento puede ser explicado porque el descenso del nivel freático supone menor disponibilidad de agua pa-

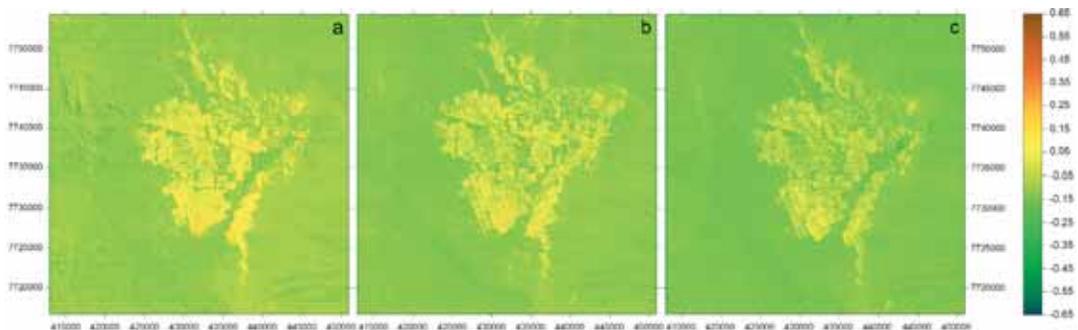


Figura 2. NDVI calculado para el salar de Pintados con las imágenes del satélite Landsat Thematic Mapper adquiridas los días 30 de julio de 1987 (a), 15 de noviembre de 1999 (b) y 26 de enero de 2003 (c).

Tabla 3. Valores de profundidad del nivel freático y NDVI obtenidos de los muestreos realizados en los planos de isoprofundidad de nivel freático y NDVI para los años 1987, 1999 y 2003

Punto	Profundidad del nivel freático (m)			NDVI		
	1978	1999	2003	1987	1999	2003
1	23.7	15.1	14.3	0.08	-0.13	0.01
2	24.2	14.7	13.7	0.02	-0.04	0.05
3	19.4	10.8	11.0	0.27	-0.14	0.12
4	19.6	10.2	10.4	0.20	-0.01	0.05
5	19.5	10.0	10.3	0.15	-0.03	-0.03
6	24.0	10.5	10.4	0.22	0.01	0.09
7	28.3	13.3	11.8	0.07	0.05	0.05
8	28.1	12.1	11.3	0.16	-0.13	-0.02
9	15.3	9.6	10.1	0.11	-0.12	0.03
10	12.6	8.3	8.7	0.13	-0.08	-0.01
11	20.4	9.4	9.8	0.08	-0.02	0.02
12	26.0	12.0	11.8	0.17	0.04	0.13
13	21.4	11.0	11.0	0.16	0.00	-0.01
14	13.3	7.9	8.0	0.19	-0.11	0.07
15	10.0	5.9	6.2	0.33	0.01	0.08
16	13.0	7.6	7.7	0.17	0.00	0.17
17	16.4	10.8	10.8	0.23	-0.02	0.03
18	21.5	13.7	13.1	0.05	0.01	0.03
19	27.2	15.2	14.0	0.16	-0.11	0.01
20	18.3	8.7	9.2	0.10	-0.05	0.12
21	15.1	8.3	8.7	0.08	-0.04	0.01
22	9.3	6.0	6.3	0.17	-0.08	0.02
23	26.0	11.2	11.1	0.09	-0.09	0.01
24	13.9	8.6	9.1	0.16	-0.04	0.04
25	11.1	7.2	7.5	0.27	-0.09	0.09
26	18.1	9.1	9.7	0.11	-0.08	0.01
27	39.5	27.0		0.29	-0.06	0.21
28	14.2	8.5	8.6	0.17	-0.08	0.10
29	30.2	14.7	13.4	0.13	-0.11	-0.05
30	32.7	13.9	12.1	0.07	-0.13	0.02
31	11.4	7.1	7.4	0.03	-0.13	-0.06
32	21.6	9.6	9.9	0.11	-0.13	-0.01
33	19.0	13.7	13.8	0.20	-0.08	-0.09
34	18.1	8.9	9.3	-0.03	-0.12	0.04
35	16.6	10.7	11.1	-0.10	-0.02	-0.13
36	19.2	13.6	13.3	-0.01	-0.11	-0.09
37	25.3	14.9	13.9	0.09	-0.10	-0.05
38	42.2	21.0	14.7	0.38	-0.12	0.08
39	18.2	10.2	10.2	0.11	-0.09	-0.01
40	11.9	8.6	9.1	0.11	-0.13	-0.01
41	26.0	11.2	10.8	0.20	-0.04	-0.03
42	25.9	11.8	11.1	0.02	0.02	-0.02
43	17.7	9.7	10.2	0.05	-0.04	-0.04
44	29.7	14.6	12.5	0.09	-0.13	0.01
45	33.1	16.4	13.1	0.14	-0.05	-0.04
46	32.8	17.9	13.9	-0.04	-0.14	-0.11

ra la planta, lo que provocaría la disminución de la cobertura foliar. Se realizó un análisis de

regresión lineal entre los valores promedios de NDVI y profundidad del nivel freático para los años 1987, 1999 y 2003. En este análisis se observó que los años 1999 y 2003 presentaron la misma relación, sin embargo el año 1987 fue significativamente diferente producto del evento de El Niño en ese año. Se observó que para el año 1987 el coeficiente de determinación fue de 0,83 ($P \leq 0,05$, ecuación [3]) y en los años 1999 y 2003 fue 0,86 ($P \leq 0,002$, ecuación [4]).

$$Z_{1987} = 21,873 - 27,484 \cdot \text{NDVI} \quad [3]$$

$$Z_{1999,2003} = 10,972 - 9,9696 \cdot \text{NDVI} \quad [4]$$

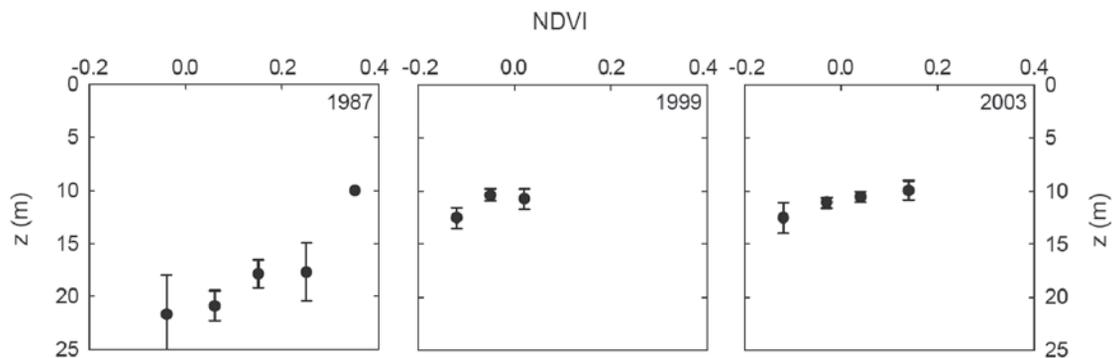
Discusión

En la imagen satelital de 1987 el 10% de los puntos tuvieron valores de NDVI menores a 0,0 y mostró una gran dispersión de valores, ya que se observó valores positivos entre 9,3 y 42,2 m de profundidad de nivel freático (Tabla 3), que se explicaría por el evento El Niño. El año 1999 el 60% de los puntos fueron menores a 0,0 y el año 2003 el 40%. El alto número de puntos con valor de NDVI negativo en 1999 podría explicarse porque el nivel freático tuvo su menor valor promedio los años 1997 y 1998 (Fig. 1), con descenso de 19,7, 14,9 y 20,0 m en los pozos 20, 21 y 22 respectivamente. Esto podría haber afectado el estado de los árboles cercanos a esos pozos. Sin embargo, entre 1999 y 2002 el nivel freático subió, recuperando su nivel en 12,7, 12,3 y 18,8 m en los pozos 20, 21 y 22, por lo que los árboles menos afectados podrían haber mejorado su condición.

En los años 1999 y 2003 se observó que los valores de NDVI fueron positivos a profundidades de nivel freático menores a 10,7 m. Un alto valor de NDVI es indicador de alta actividad de la vegetación (Vicente-Serrano *et al.*, 2010), porque está relacionado con la capacidad fotosintética de la canopia y la resistencia estomática (Gamon *et al.*, 1993; Gamon *et al.*, 1995; Griffith *et al.*, 2010). Además, considerando que el NDVI es afectado por cambios en el color por la pérdida de pigmentos en las plantas que se deshidratan, éste está indirectamente relacionado con la concentración de agua de plantas vivas (Peñuelas *et al.*, 1997). Existen antecedentes en tamarugos en que se ha aso-

Tabla 4. Valores promedio de profundidad del nivel freático (Prof) y NDVI (\overline{NDVI}) obtenidos para cada intervalo de NDVI en los años 1987, 1999 y 2003, y la fracción muestral en cada clase (%)

Intervalo NDVI	1987			1999			2003		
	\overline{NDVI}	Prof. (m)	%	\overline{NDVI}	Prof. (%)	%	\overline{NDVI}	Prof. (m)	%
-0.2 a -0.11	—	—	—	-0.12	12.5	0.36	-0.12	12.5	0.04
-0.10 a 0.0	-0.04	21.7	0.10	-0.05	10.8	0.46	-0.03	11.1	0.36
0.01 a 0.1	0.06	20.9	0.29	0.02	10.7	0.18	0.04	10.5	0.51
0.11 a 0.20	0.15	17.9	0.47	—	—	—	0.14	9.9	0.09
0.21 a 0.30	0.25	17.7	0.11	—	—	—	—	—	—
0.31 a 0.40	0.35	10.0	0.03	—	—	—	—	—	—

**Figura 3.** Valores de profundidad del nivel freático y promedio de NDVI en cada rango para los años 1987, 1999 y 2003.

ciado la profundidad del nivel freático al estado de los árboles. Karzulović y García (1978) observaron árboles jóvenes del área Canchones-La Tirana marchitos y secos, lo que asociaron al descenso del agua subterránea a una profundidad mayor que el alcance de sus raíces. Aguirre y Wrann (1985) midieron el crecimiento de árboles de 8 a 15 años de edad en términos de altura media, y vieron que ésta era significativamente mayor en sitios donde la profundidad del nivel freático era de 0 a 4 m, sin embargo, en árboles mayores a 15 años las diferencias de crecimiento en relación a profundidad son menores. Ortiz *et al.* (2011) observaron en tamarugos del salar de Llamara una disminución del porcentaje de copa verde, ocasionado probablemente por el descenso del nivel freático. Una respuesta similar se ha observado en *Populus deltoides* (Scott *et al.*, 1999; Cooper *et al.*, 2003), *Populus fremontii*, *Salix gooddingii* y *Tamarix chinensis* (Horton *et al.*, 2001) frente al descenso del nivel freático. *Pinus halepensis*, en el Sureste de España, frente a condiciones de estrés hídrico severo adopta

la estrategia de disminuir la biomasa foliar (Belmonte *et al.*, 2008). Considerando esto, la asociación negativa entre profundidad del nivel freático y NDVI observada en la Figura 3 señala que este factor estaría afectando la actividad de los tamarugos. En este sentido, Weiss *et al.* (2004) y Griffith *et al.* (2010) señalan que el seguimiento del NDVI a largo plazo puede elucidar las relaciones entre fluctuaciones interanuales de la vegetación y el clima, que fue el factor que determinaba la disponibilidad de agua. En la pampa del tamarugal no ocurren precipitaciones por lo que la única fuente de agua para los tamarugos es el agua subterránea y considerando la asociación observada entre NDVI y profundidad del nivel freático (ecuación [4]), es posible estimar la profundidad de la napa a través del cálculo de NDVI.

La profundidad a la que las raíces de las plantas pierden contacto con el agua subterránea se denomina «profundidad de extinción» (Groeneveld, 2008). En una formación de *Sporobolus airoides* (Torrey) Torrey, *Chrysothamnus nauseosus* ssp. *consimilis* (E. Gree-

ne) y *Sarcobatus vermiculatus* (Hook.) Torrey Groeneveld (2008) encontraron que la profundidad de extinción era de 7,1 m. Jin *et al.* (2007) estimaron mediante el análisis del NDVI y la profundidad del nivel freático en la Planicie de Yinchuan, que el nivel freático tenía baja influencia en el crecimiento de la vegetación cuando se encontraba a una profundidad mayor a 6,2 m. De acuerdo a la forma de calcular el NDVI, este puede variar entre -1,0 y 1,0, pero el rango de NDVI en que varía la vegetación está entre 0,1 y 0,6 (Kidwell, 1990). Si se consideran las regresiones obtenidas del análisis de los puntos de NDVI y profundidad del nivel freático en los años 1999 y 2003 (ecuación [4]), cuando el NDVI es 0,1 la profundidad del nivel freático es de 10,0 m, lo que significaría que hasta esa profundidad se podría observar tamarugos activos.

Conclusiones

La relación entre los valores de NDVI y profundidad de nivel indican que los tamarugos del salar de Pintados disminuyen su actividad a medida que el nivel freático se hace más profundo. La profundidad a la cual la actividad de la vegetación llega a su mínimo (NDVI = 0,1) es de 10,0 m.

Referencias

- AGUIRRE, J., & WRANN, J. 1985. Especies del género *Prosopis* y su manejo en la Pampa del Tamarugal. In: Estado actual del conocimiento sobre *Prosopis tamarugo*. Habit, M. (eds). Arica, Chile. 11-15 de Junio de 1984, FAO: 500.
- BELMONTE, F., LÓPEZ, F., & ROMERO, A. 2008. Reducción de la biomasa del Pino Carrasco (*Pinus halepensis*) en un área del sureste semiárido peninsular como estrategia para evitar estrés hídrico. *Papeles de Geografía* 47-48: 25-34.
- COOPER, D. J., D'AMICO, D. R., & SCOTT, M. L. 2003. Physiological and morphological response patterns of *Populus deltoides* to alluvial groundwater pumping. *Environmental Management* 31: 215-226.
- CORFO, 1975. Catastro Pampa del Tamarugal. Corporación de Fomento de la Producción. Santiago, Chile.
- CHÁVEZ, P. 1996. Image-based atmospheric corrections revisited and improved. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 62: 1025-1036.
- CHUVIECO, E. 2002. Teledetección ambiental: la observación de la tierra desde el espacio Barcelona, Ariel.
- DESHAYES, M., GUYON, D., JEANJEAN, H., STACH, N., JOLLY, A., & HAGOLLE, O. 2006. The contribution of remote sensing to the assessment of drought effects in forest ecosystems. *Annals of Forest Science* 63: 579-595.
- DGA, 2006. Catastro de obras en cauces naturales y áreas de restricción. Volumen I. Len & Asociados Ingenieros Consultores, Pontificia Universidad Católica de Chile DICTUC. Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas. Santiago, 92.
- DICTUC, 2006. Estudio hidrológico para actualización de la estimación de la recarga de los acuíferos de la Pampa del Tamarugal, Sur Viejo y Llamara. Pontificia Universidad Católica de Chile, Escuela de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental. SOQUIMICH. Santiago, Chile.
- DIRECCIÓN_METEREOLÓGICA_DE_CHILE. 2010. Climatología de Chile. Santiago, Chile, Dirección Meteorológica de Chile. Dirección Nacional de Aeronáutica Civil.
- EASTMAN, R. 2004. IDRISI Kilimanjaro. Guía para SIG y Procesamiento de Imágenes. Manual Versión 14.00. Clark Labs, mayo de 2004. Clark University.
- GAMON, J. A., FIELD, C. B., GOULDEN, M. L., GRIFFIN, K. L., HARTLEY, A. E., JOEL, G., PEÑUELAS, J., & VALENTINI, R. 1995. Relationships Between NDVI, Canopy Structure, and Photosynthesis in Three Californian Vegetation Types. *Ecological Applications* 5: 28-41.
- GAMON, J. A., FIELD, C. B., ROBERTS, D. A., USTIN, S. L., & VALENTINI, R. 1993. Functional patterns in an annual grassland during an AVIRIS overflight. *Remote Sensing of Environment* 44: 239-253.
- GRIFFITH, A. B., ALPERT, H., & LOIK, M. E. 2010. Predicting shrub ecophysiology in the Great Basin Desert using spectral indices. *Journal of Arid Environments* 74: 315-326.
- GROENEVELD, D. P. 1992. Owens Valley, California, Plant Ecology: Effects from Export Groundwater Pumping and Measures to Conserve the Local Environment. White Mountain Research Station Symposium IV Proceedings: «The History of Water: Eastern Sierra, Owens Valley, White-Inyo Ranges», Los Angeles, California, University of California Regents.
- GROENEVELD, D.P. 2008. Remotely-sensed groundwater evapotranspiration from alkali scrub affected by declining water table. *Journal of Hydrology* 358: 294-303.
- HORTON, J. L., KOLB, T. E., & HART, S. C. 2001. Physiological response to groundwater depth va-

- ries among species and with river flow regulation. *Ecological Applications* 11: 1046-1059.
- JICA, 1995. The study on the development of water resources in northern Chile. Japan International Cooperation Agency (JICA), Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas (DGA), Pacific Consultants Internacional.
- JIN, X., WAN, L., ZHANG, Y., XUE, Z., & YIN, Y. 2007. A Study of the Relationship Between Vegetation Growth and Groundwater in the Yinchuan Plain. *Earth Science Frontiers*. 14: 197-203.
- KARZULOVIC, J., & GARCÍA, F. 1978. Evaluación de los recursos hídricos de la provincia de Iquique: antecedentes básicos. Dirección General de Aguas, SERPLAC Iquique, 50.
- KENDALL, M. G. 1938. A new measure of rank correlation. *Biometrika* 30: 81-93.
- KIDWELL, K. B. 1990. Global Vegetation Index User's Guide. USDOC/NOAA National Climatic Data Center, Satellite Data Services Division. Washington, 45.
- MINASNY, B., MCBRATNEY, A. B., & WHELAN, B. M. 2002. VESPER version 1.62. Australian Centre for Precision Agriculture, McMillan Building A05, The University of Sydney, NSW 2006.
- ORTIZ, M. 2011. Nivel freático en la Pampa del Tamarugal y crecimiento de *Prosopis Tamarugo* Phil. Santiago, Chile, Universidad de Chile. Tesis de Doctorado. 93 p.
- PEÑUELAS, J., & FILELLA, I. 1998. Visible and near-infrared reflectance techniques for diagnosing plant physiological status *Trends in Plant Science* 3: 151-156.
- PEÑUELAS, J., PIÑOL, J., OGAYA, R., & FILELLA, I. 1997. Estimation of plant water concentration by the reflectance Water Index WI (R900/R970). *International Journal of Remote Sensing* 18: 2869-2875.
- PERALTA, F. 1983. Recursos hídricos de la Pampa del Tamarugal.
- PRAMAR. 2007. Existencias y estado vital de Tamarugos y Algarrobos Blancos en la Pampa del Tamarugal y Salar de Llamara 58° Congreso de la Sociedad Agronómica de Chile, Arica, Chile, PRAMAR Ambiental Consultores.
- RIAÑO, D., CHUVIECO, E., SALAS, J., & AGUADO, I. 2003. Assessment of different topographic corrections in Landsat-TM data for mapping vegetation types. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on* 41: 1056-1061.
- ROOD, S. B., BRAATNE, J. H., & HUGHES, F. M. R. 2003. Ecophysiology of riparian cottonwoods: stream flow dependency, water relations and restoration. *Tree Physiology* 23: 1113-1124.
- ROUSE, J. W., HAAS, R. H., SCHELL, J. A., DEERING, D. W., & HARLAN, J. C. 1974. Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation. NASA/GSFC, Type III, Final Report. Greenbelt, MD, 371.
- SCOTT, M. L., SHAFROTH, P. B., & AUBLE, G. T. 1999. Responses of Riparian Cottonwoods to Alluvial Water Table Declines. *Environmental Management* 23: 347-358.
- TUCKER, C. J. 1979. Red and infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 127-150.
- VICENTE-SERRANO, S. M., LASANTA, T., & GRACIA, C. 2010. Aridification determines changes in forest growth in *Pinus halepensis* forests under semiarid Mediterranean climate conditions. *Agricultural and Forest Meteorology*. 150: 614-628.
- WEISS, J. L., GUTZLER, D. S., COONROD, J. E., & DAHM, C. N. 2004. Long-term vegetation monitoring with NDVI in a diverse semi-arid setting, central New Mexico, USA. *Journal of Arid Environments* 58: 249-272.

Servicio interoperable (WPS) de procesamiento de imágenes Landsat

L. Pesquer¹, J. Masó¹, G. Moré¹, X. Pons², J. Peces³ y E. Doménech³

¹ CREAM, Cerdanyola del Vallès 08193, Spain.

² Dept. Geografia, Universitat Autònoma de Barcelona.

³ Servicio de teledetección, Instituto Geográfico Nacional.

Resumen

Este trabajo describe las características, metodologías y potencialidades de un servicio interoperable según el estándar Web Processing Service (WPS) del Open Geospatial Consortium (OGC) para el procesamiento de imágenes Landsat. En el marco del Plan Nacional de Teledetección (PNT) de media resolución, impulsado por el Instituto Geográfico Nacional (IGN) de España, se ha desarrollado la presente prueba piloto. El servicio implementado es totalmente automático y parametrizable por el usuario; consta de dos fases diferenciadas: la corrección geométrica y la corrección radiométrica. La principal aportación de este trabajo consiste en permitir, también a un usuario no especializado en herramientas de procesamiento de imágenes de teledetección, la ejecución de estos procesos bajo demanda invocándolos desde un cliente web sin la instalación de ningún software adicional. Finalmente, debe destacarse la integración de estas operaciones con otros servicios de procesamiento, análisis o clasificación de imágenes realizado por terceros que sigan el mismo estándar.

Palabras clave: corrección geométrica y radiométrica, Landsat, WPS, OGC, PNT.

Abstract

Interoperable service (WPS) of Landsat image processing

This paper describes the characteristics, methodologies and potentialities of an interoperable service following the Web Processing Service standard (WPS) from the Open Geospatial Consortium (OGC) for Landsat imagery. Under the Plan Nacional de Teledetección (PNT) of medium resolution, the Instituto Geográfico Nacional (IGN) from Spain has promoted a pilot case for this service. The implemented service is fully automated and customizable by the user. It consists of two different sections: the geometric correction and the radiometric correction. Main contribution of this work is to allow the execution of these processes on demand from a web client without installing any additional software, even for a non specialist user of image processing remote sensing tools. Finally, the integration of these operations to another image processing, analytics or classification by other users following same standard protocols should be noted.

Keywords: geometric and radiometric correction, Landsat, WPS, OGC, PNT.

Introducción

La directiva por la que se establece una infraestructura de información espacial en la Comunidad Europea (INSPIRE 2007, Vandembroucke *et al.* 2008) tiene entre sus prin-

cipales objetivos, la difusión de datos espaciales desde un punto de vista interoperable. Siguiendo este mandato y en el marco del Plan Nacional de Teledetección (PNT) (Villa *et al.*, 2005), el Instituto Geográfico Nacional (IGN) de España se marcó el objetivo de facilitar co-

* Autor para la correspondencia: l.pesquer@creaf.uab.cat

Recibido: 15-03-12; Aceptado: 25-05-12

berturas de imágenes satelitales de alta, media y baja resolución espacial para todo su territorio y con el mayor alcance temporal posible. En la media resolución espacial, la serie Landsat (NASA, 2011) iniciada en 1972 es la más adecuada para alcanzar dichos objetivos. Sin embargo, tal como suministran las imágenes de teledetección la mayoría de agencias y, concretamente la NASA para Landsat, las imágenes necesitan un procesado, a ser posible siguiendo procedimientos estandarizados, para determinadas utilidades a los usuarios finales (Gutman y Justice, 2010). En función de las aplicaciones en los distintos ámbitos de la teledetección que puedan tener estas imágenes, necesitarán un nivel u otro de procesado, pero además debe tenerse en cuenta que para usos de investigación, desarrollo e innovación (I+D+i) es necesario que el usuario pueda disponer de un control adecuado sobre algunos parámetros del procesado. Por consiguiente, no basta con ofrecer los productos ya procesados; la solución que ofrece una mayor flexibilidad y control es aquella que permite al usuario elegir el nivel y las características del procesado. Una posibilidad sería ofrecer las imágenes tal como las suministran las agencias acompañadas por un paquete de herramientas o utilidades para que el usuario realice en su ordenador personal el procesado. Esta solución va ligada a formatos, plataformas y software concretos, y por tanto, está alejada de los mandatos de interoperabilidad de la directiva INSPIRE. Adicionalmente, el uso de un software necesita de un previo aprendizaje y aleja una parte de los usuarios potenciales. En este contexto, la solución que adopta el IGN y que en este trabajo se presenta, un Web Processing Service WPS (Schut, 2007) encaja con los requisitos anteriormente expuestos: accesibilidad, flexibilidad e interoperabilidad. De esta forma, el usuario no únicamente selecciona las escenas para la descarga, sino que selecciona los procesos bajo demanda, especificando sus características si lo desea o manteniendo las opciones habilitadas por defecto. Estas opciones son enviadas al servidor según el protocolo interoperable (WPS), de forma que el propio servidor ejecuta las tareas adecuadas y genera el producto final.

WPS

WPS es un servicio interoperable que permite al usuario demandar los procesos habilitados por el servidor según sus preferencias (Michaelis, 2009). La estandarización de su protocolo ha sido realizada por el Open Geospatial Consortium (OGC) organismo internacional que impulsa y regula la interoperabilidad en los datos y procesos geoespaciales.

De la misma forma que otros servicios estándar, WPS tiene definidas unas operaciones elementales que el cliente puede solicitar al servidor:

- *GetCapabilities*: Descripción de las posibilidades del servicio y lista de operaciones disponibles.

- *DescribeProcess*: Detalle de los parámetros de entrada y salida de las operaciones del servicio.

- *Execute*: Orden de ejecución de un proceso.

Si bien la ejecución se realizará en el servidor, los datos necesarios para dicha ejecución pueden residir en el propio servidor, o bien necesitar de transferencia entre el cliente y servidor, así como para la recepción del resultado por parte del cliente, tal como se ilustra en la Figura 1.

Metodología

WPS de corrección geométrica

Las imágenes Landsat con nivel de procesamiento L1G suministradas por la NASA tienen una corrección geométrica aproximada que utiliza datos orbitales para orientar y georeferenciar aproximadamente la escena a una proyección UTM con datum WGS-84. Los errores geométricos de dicha corrección pueden superar el centenar de metros y, consecuentemente, debe corregirse con una mayor exactitud planimétrica utilizando puntos de control y un modelo digital del terreno.

El algoritmo de corrección geométrica, necesariamente automática en un contexto WPS que sustituya la habitual identificación y digitalización manual de puntos de control (Tou-

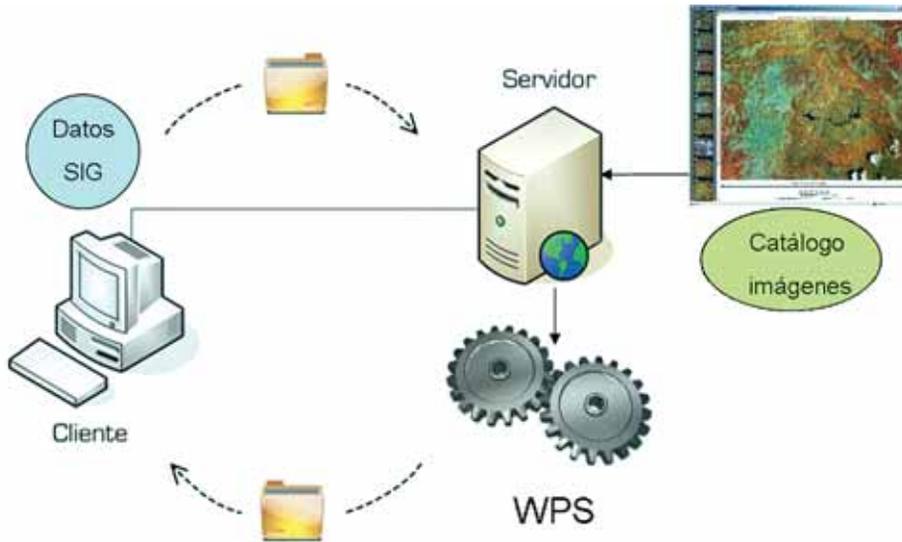


Figura 1. Esquema de transferencia de datos y solicitud de procesos entre el cliente y el servidor.

tin, 2004), se basa esencialmente en la identificación de puntos de la imagen de satélite no-georeferenciada sobre una ortofotografía de alta resolución. Estos puntos identificados son puntos de control que determinan una transformación polinómica z -dependiente (sólo en x) de primer grado que responde a la Ecuación 1 (Palà y Pons 1995):

$$\begin{aligned} X'(x,y,z) &= A + B \cdot x + C \cdot y + D \cdot z + E \cdot z \cdot x + F \cdot z \cdot y \\ Y'(x,y,z) &= G + H \cdot x + I \cdot y + J \cdot z \end{aligned} \quad [1]$$

Ecuación 1: parámetros y variables: x, y : coordenadas planimétricas y z altimétrica en el espacio georeferenciado. X', Y' : coordenadas en espacio no-georeferenciado. $A, B, C, D, E, F, G, H, I, J$, coeficientes que definen la transformación.

La automatización del proceso se aborda en el trabajo de Pons *et al.* (2010a) donde los puntos de control se buscan por máxima correlación entre ambas imágenes y se busca una distribución que abarque todo el rango X, Y y Z de la escena a corregir.

En la implementación WPS, se ha generado un proceso preliminar que crea un índice de las posibles escenas a corregir y va actualizándose con las nuevas adquisiciones del IGN. De este listado de posibles escenas a corregir el usuario elige la de su interés, así como el criterio de interpolación deseado en el remue-

treo (vecino más próximo, bilineal o bicúbico) y decide si aplicar el mismo criterio a todas las bandas o bien especificar un criterio para cada banda (por ejemplo, puede resultar aplicar vecino más próximo a las bandas multiespectrales para preservar su radiometría original y remuestrear bicúbicamente la banda pancromática para una mejor visualización). Por defecto la ortofotografía patrón y el modelo digital de elevaciones son los suministrados por el IGN, pero se ha contemplado la posibilidad que el usuario pueda suministrarlos. En la Figura 2 se muestra la interfaz de este proceso y en la Figura 3 se ilustra un fragmento de la respuesta a una operación *DescribeProcess*.



Figura 2. Interfaz de solicitud y parametrización del WPS de corrección geométrica.

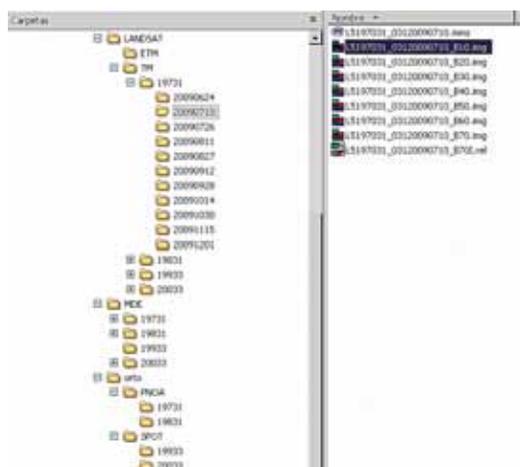


Figura 5. Organización de las bases de referencia en el servidor WPS.

paisajística distinta: Cataluña (*path-row* 197-31 y 198-31) como relieve y paisaje más heterogéneo y Castilla-La Mancha (*path-row* 199-33 y 200-33) de mayor homogeneidad. En estas zonas de estudio, se ha realizado toda la preparación del servidor, que incluye un adecuada estructura jerárquica de la capas de referencia (figura 5), y se han completado con éxito los procesos WPS descritos en la anterior metodología.

Como resultado adicional se ha completado la interfaz correspondiente cliente que permite la invocación de los procesos WPS. Este portal posibilita una mayor accesibilidad al servicio WPS desarrollado.

Conclusiones

El suministro, adicional a los datos, de un procesado bajo demanda para los usuarios de imágenes Landsat, proporciona un mayor control y adaptabilidad a las necesidades particulares que una simple descarga de productos cerrados.

El procesado, implementado como servicio WPS, sigue protocolos estándares impulsados por el OGC, consiguiendo una completa interoperabilidad al poder ser invocados desde cualquier cliente que interroge al servidor con las especificaciones descritas en el WPS.

La solución adoptada por el IGN en el marco del PNT sigue las normativas europeas de acceso a los datos y procesos geospaciales.



Figura 6. Portal del cliente MiraMon que permite invocar las peticiones presentadas en el servicio WPS.

La validación de la metodología presentada se ha llevado a cabo con todas las imágenes disponibles de un año correspondientes a 2 zonas de estudio de características diferenciadas que comprenden 4 escenas completas de Landsat.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias al Convenio de colaboración entre la dirección general del Instituto Geográfico Nacional, la Universidad Autónoma de Barcelona, la Universidad de Castilla-La Mancha y la Universidad de Valencia para el procesado de imágenes de sensores de satélite de media resolución y su integración espectral con sensores de satélite de baja resolución.

Xavier Pons es beneficiario de un ICREA Academia Excellence in Research grant (2011-2015).

Referencias

- GUTMAN, G. & JUSTICE, C. 2010. Land Cover and Land-Cover Change Products from Optical Coarse and Moderate Spatial Resolution Global Datasets. Proc. ESA Living Planet Symposium.
- INSPIRE. 2007. Directive 2007/2/EC of the European Parliament and of the Council establishing an Infrastructure for Spatial Information in the European Community.
- LU, C.T., DOS SANTOS, R.F., SRIPADA, L.N. & KOU Y. 2007. Advances in GML for Geospatial Applications, *Geoinformatica* 11: 131 -157.
- National Aeronautics and Space Administration (NASA), Landsat Program <http://landsat.gsfc.nasa.gov>.

- MICHAELIS, C.D. & AMES, D.P. 2009. Evaluation and Implementation of the OGC Web Processing Service for Use in Client-Side GIS. *Geoinformatica*, 13: 109-120.
- PALÀ, V. & PONS, X. 1995. Incorporation of relief in polynomial-based geometric corrections, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 61: 935-944.
- 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.
- PONS, X. 2000. MiraMon. Geographical Information System and Remote Sensing Software, CREA, <http://www.crea.uab.es/MiraMon>.
- PONS, X., MORÉ, G. & PESQUER, L. 2010. Automatic matching of Landsat image series to high resolution orthorectified imagery, Proc. ESA Living Planet Symposium SP-686.
- PONS, X., CRISTÓBAL, J., PESQUER, L., MORÉ, G. & GONZALEZ, Ò. 2010. Fully automated and coherent radiometric (atm+top) correction of Landsat MSS-TM-ETM images through pseudoinvariant areas, Proc. ESA Living Planet Symposium SP-686.
- SCHUT, P. 2007. OGC Web Processing Service (WPS), Version 1.0.0, OGC 05-007r7: http://portal.opengeospatial.org/files/?artifact_id=24151.
- TOUTIN, T. 2004. Review article: Geometric processing of remote sensing images: models, algorithms and method. *International Journal of Remote Sensing*. 25.10: 1893-1924.
- VANDENBROUCKE, D., ZAMBON, M.L., CROMVOETS, J. & DUFOURMONT, H. 2008. INSPIRE Directive: Specific requirements to monitor its implementation. Capítulo de libro A Multi-View Framework to Assess SDIs.
- VILLA, G., AROZARENA, A., DEL BOSQUE, I., VARCÁRCEL, N., GARCÍA, C. & SOLÍS, M.J. 2005. El Plan Nacional de Observación del Territorio en España. Proc. XI Congreso Nacional de Teledetección, Tomo I, 249-254.

Procedimiento simplificado para la caracterización de la textura del cultivo del frutal a nivel de parcela mediante los parámetros de Haralick

R. Ciriza¹, M. González-Audicana² y L. Albizua¹

¹ *Tracasa. Dpto. de Sistemas de Información Territorial. C/ Cabárceno, 6.
31621 Sarriguren, Navarra.*

² *Universidad Pública de Navarra. Área de Ingeniería Agroforestal.
Dpto. de Proyectos e Ingeniería Rural.*

Resumen

Los parámetros de Haralick derivados de la matriz de co-ocurrencia de niveles de gris (MCNG) son, probablemente, los más utilizados para caracterizar la textura de cubiertas agrícolas con el objeto de inventariar la superficie ocupada por las mismas. El cálculo de esta matriz a nivel de parcela catastral resulta complejo, pues cada parcela tiene forma y tamaño diferentes. En este trabajo, se presenta un procedimiento simplificado que permite caracterizar la textura a nivel de parcela catastral mediante dichos parámetros, aplicable utilizando cualquier software de procesamiento de imágenes que tenga un módulo de cálculo de texturas a través de ventanas móviles.

Palabras clave: teledetección, textura, a nivel de parcela, Haralick, MCNG, actualización de bases de datos geográficas.

Abstract

Simplified procedure for parcel-level texture characterization of orchards using Haralick features

Haralick features derived from grey level co-occurrence matrix (GLCM) are, probably, the most used to describe the texture of agricultural covers, in order to inventory the area that they occupy. The calculation of this matrix at cadastral parcel level is complex because each parcel has a different shape and size. In this paper, we present a simplified procedure to characterize the texture at cadastral parcel level, applicable with any image processing software with a texture characterization module based on moving windows.

Keywords: Remote sensing, texture, parcel level, Haralick, GLCM, geo-databases updating.

Antecedentes

El aumento de la resolución espacial en las imágenes captadas por sensores óptico-electrónicos implica en muchos casos, un aumento en la dificultad de la definición de la firma

espectral de una cubierta vegetal en su conjunto (Blaschke *et al.*, 2004). Al trabajar con cubiertas estructuradas a una resolución espacial media (como la de SPOT 5 o Landsat TM), la información recogida por los píxeles es mixta, es decir, no pertenece a una sola cu-

* Autor para la correspondencia: rciriza@tracasa.es
Recibido: 16-04-12; Aceptado: 28-05-12

bierta. La firma espectral de una cubierta vegetal de este tipo, como por ejemplo una viña, lleva asociada a su definición la porción realmente correspondiente a cepas y la porción de suelo desnudo entre-hileras. El aumento de la resolución espacial incrementa el número de píxeles puros, de manera que la firma espectral de los mismos deja de representar la cubierta en su conjunto y comienza a caracterizar los componentes de la misma. Es entonces cuando las técnicas que consideran la parcela como unidad elemental de estudio cobran importancia.

Trabajar a nivel de parcela implica segmentar una imagen con el objetivo de crear agrupaciones de píxeles u objetos con significado físico (Blaschke *et al.*, 2010), en este caso, parcelas catastrales. Segmentar permite caracterizar cada parcela en función de multitud de parámetros. Además de la información espectral, puede extraerse información inherente al hecho de que un objeto está formado por grupos de píxeles con distinto nivel digital (ND) que siguen patrones de comportamiento concretos como, por ejemplo, la textura (Benz *et al.*, 2003).

El estudio de la textura proporciona información sobre la distribución espacial de las variaciones de tono de una imagen (Coggins and Jain, 1985). Su utilización resulta especialmente interesante en el ámbito de la agricultura, ya que ayuda a discriminar cultivos vegetales espectralmente similares. El estudio de la textura desde el punto de vista estadístico se centra en el análisis de la distribución espacial de los ND. Este enfoque se basa en la identificación de parámetros que cuantifican los patrones de variación que caracterizan a un grupo de píxeles y que describen la interdependencia, o co-ocurrencia, existente entre los mismos. El método de análisis de la textura más utilizado se basa en la extracción de parámetros estadísticos de segundo orden a partir de la matriz de co-ocurrencia de niveles de gris (MCNG)(Haralick *et al.*, 1973).

Diferentes autores han ratificado la utilidad de estos parámetros en la discriminación de cubiertas a nivel de parcela en áreas de estudio de extensión reducida (Lloyd *et al.*, 2004). Sin embargo, al tratar de implementar estas metodologías a nivel comarcal o regional, sur-

gen problemas relacionados con el tiempo de procesamiento que la extracción de este tipo de información requiere. En este trabajo se propone un procedimiento simplificado para la caracterización de la textura mediante los parámetros derivados de la MCNG, que implica un menor coste de procesamiento comparado con el procedimiento habitual de caracterización de parámetros a nivel de parcela catastral. La metodología que se presenta se basa en que, desde el punto de vista estructural, las texturas regulares se componen por elementos repetidos dispuestos según reglas de colocación. El tamaño de estos elementos repetidos determina el valor de la superficie mínima representativa de una textura (SMR), es decir, aquella que se precisa para que un conjunto de píxeles siga un patrón concreto cuantificable y estable. En este trabajo se determina el valor de la SMR para la clase de cubierta «Frutal».

A continuación, se muestra cómo utilizar esta información para simplificar el cálculo de los parámetros derivados de la MCNG. Posteriormente, se compara en más de 300 parcelas de Navarra el valor de los parámetros obtenidos considerando todos los píxeles que componen la parcela, a nivel de parcela catastral, o únicamente los delimitados por la SMR, a nivel de SMR. La Figura 1 muestra las fases de este trabajo y los análisis realizados en cada una de ellas.

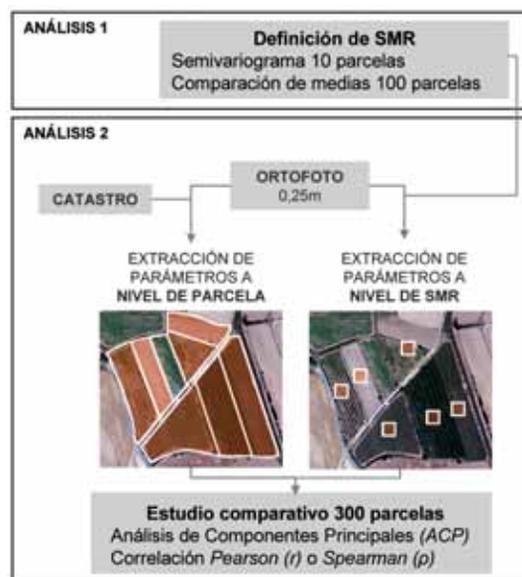


Figura 1. Diagrama de la metodología.

Información de partida

Para poner a punto este procedimiento simplificado de extracción de parámetros de textura de Haralick, se escogen 313 parcelas de frutal situadas en los municipios piloto de Fontellas y Sartaguda, localizados en la Ribera de Navarra (España). En las parcelas escogidas se cultiva albaricoquero (*Prunus armeniaca*), almendro (*Prunus dulcis*), cerezo (*Prunus cerasus*), ciruelo (*Prunus*), melocotonero (*Prunus persica*), manzano (*Malus dulcis*), nogal (*Juglans regia*), peral (*Pyrus communis*) y pacharán (*Prunus spinosa*), siguiendo diferentes marcos de plantación. La Figura 2 corresponde con la textura de un cultivo de frutal, con su característico patrón de distribución creado por el contraste de color entre el suelo y los árboles.

Los parámetros de textura se obtuvieron de una ortofotografía digital. Se trata de una imagen RGB-NIR de 0,25 m de resolución espacial y 8 bits, adquirida en junio de 2010 con un sensor DMC. La definición de las parcelas se basa en los límites cartográficos obtenidos a partir del catastro de la zona de estudio seleccionada.

Parámetros de Haralick a nivel de parcela catastral

Como ya se ha comentado anteriormente, uno de los métodos más utilizados para medir matemáticamente la textura, es aquel que se basa en la extracción de parámetros estadísticos de segundo orden obtenidos a partir de la MCNG (Baraldi and Parmiggiani, 1995; Zhang *et al.*, 2003; Puissant *et al.*, 2005).

La matriz de co-ocurrencia es un histograma bidimensional que explica la frecuencia con la que un ND co-ocurre con otro, considerando una distancia d y una relación espacial a entre pares de píxeles. Existe una matriz de co-ocurrencia diferente para cada relación espacial según se considere el vecino situado en posición horizontal (0°), el vertical (90°) o en ambas diagonales (45° y 135°) (Parkkinen *et al.*, 2003).

La Figura 3 representa las MCNG propias de una parcela de frutal y de un suelo arado.

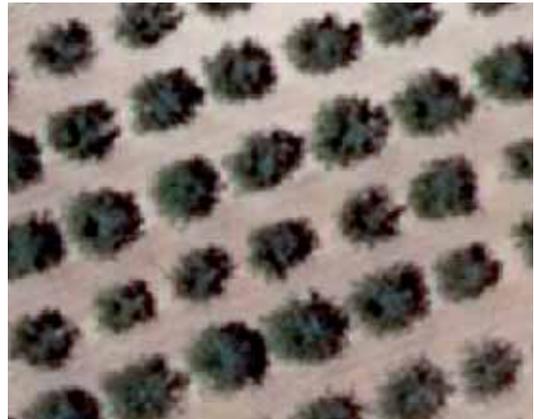


Figura 2. Ejemplo de la textura de un cultivo de frutal.

Para una mejor interpretación, se incluye la transformación logarítmica de ambas MCNG. Dado que en este ejemplo la MCNG se calcula a partir de una ortofoto de 8bits, se trata de una imagen-matriz cuadrada de 256×256 píxeles. Cada píxel de la matriz representa una combinación de co-ocurrencia. Cuanto más claro es un píxel más frecuente es la combinación de co-ocurrencia de los dos niveles de gris que representa. En la MCNG los píxeles de la diagonal principal representan los pares de píxeles de la ortofoto con igual nivel de gris. Conforme los píxeles se alejan de la diagonal se representan diferencias de niveles de gris más altas. En esta figura se observa cómo se traducen las diferencias texturales del frutal y del suelo arado en la matriz de co-ocurrencia. En la MCNG del suelo arado la información se localiza próxima a la diagonal, ya que en una imagen homogénea gran parte de los píxeles muestran un nivel de gris idéntico al de su vecino. Por el contrario, la textura altamente contrastada del frutal genera una MCNG con la información más expandida con respecto a la diagonal.

Haralick (Haralick *et al.*, 1973) propuso un conjunto de medidas de textura o parámetros que describen la distribución de los datos en la MCNG. En este trabajo se consideran la entropía (ENT), la homogeneidad (HOM), el segundo momento angular (ASM) y la media (MEAN). La extracción de estos parámetros implica alto coste computacional y dificultad de programación debido a que se deben generar MCNG asociadas a parcelas de diferentes formas y tamaños. Por esta razón, se plantea

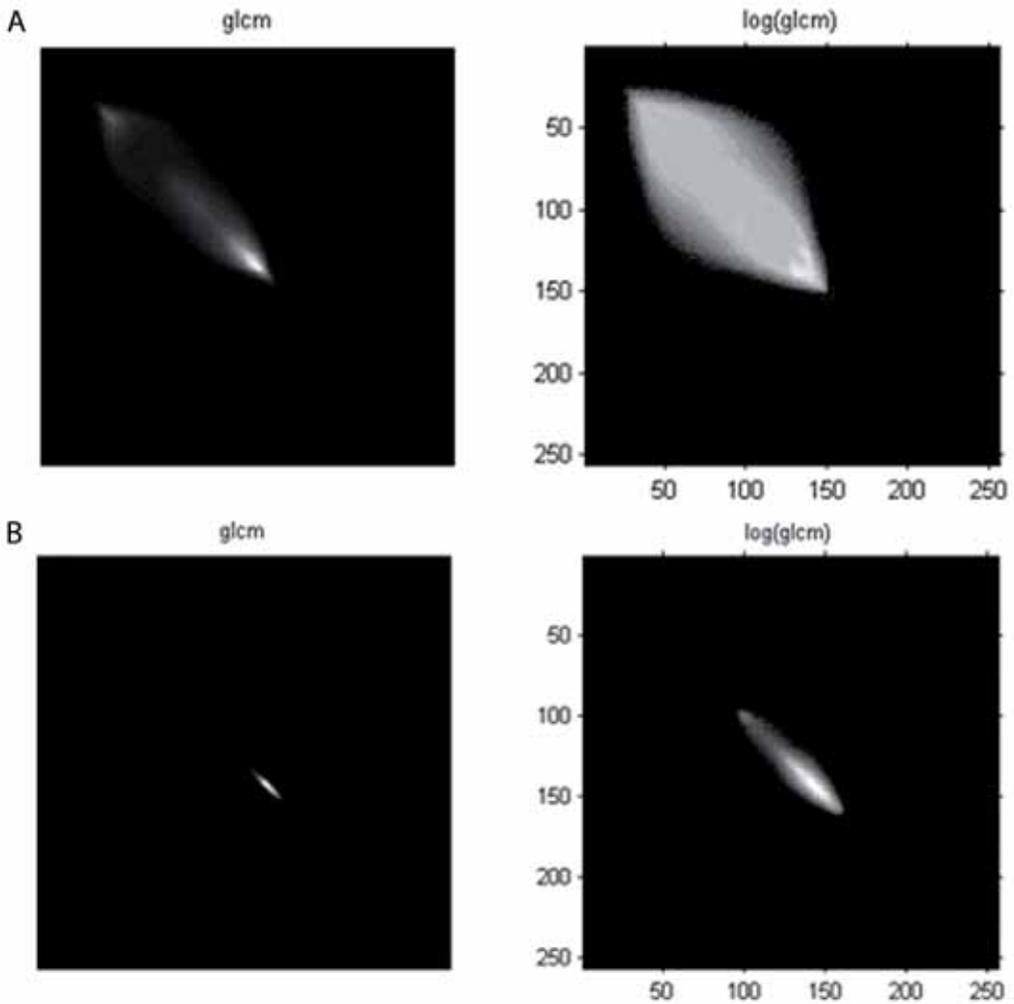


Figura 3. Matriz de co-ocurrencia de a) una parcela de frutal y b) de una parcela de suelo arado.

la siguiente cuestión ¿Es posible utilizar una parte de la parcela, igual en tamaño y forma para todas ellas, sin perder información? Simplificar la forma de la parcela y reducir el área de cálculo a una superficie representativa mínima (SMR), facilitaría la extracción de información textural de grandes volúmenes de información.

Definición de SMR

La superficie mínima representativa de una textura (SMR) es la superficie que se precisa para que un conjunto de píxeles siga un patrón concreto cuantificable y estable. Para definir la SMR del frutal para los parámetros texturales de Haralick nos basamos en el análisis del

semivariograma, que aporta información sobre el ciclo de la textura y el tamaño de los elementos repetidos que la componen, y la comparación de medias de los parámetros de Haralick calculados sobre regiones cuadradas de diferentes tamaños.

Estudio del ciclo de la textura de la clase Frutal

Existen diferentes herramientas geo-estadísticas que permiten describir el patrón y la escala de distribución de una variable espacial. En concreto, el semivariograma explica como cambia la semivarianza entre observaciones con la distancia (Bachmaier and Bac-kes, 2008).

La textura, definida como la distribución de ND de una imagen, puede considerarse una variable espacial desde el punto de vista geoestadístico (Coburn and Roberts, 2004). Este hecho permite la utilización del semivariograma en el análisis de la textura. En el estudio de una imagen el semivariograma se estima como:

$$\gamma = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} \{Z(x_i) - Z(x_i + h)\}^2 \quad [1]$$

siendo $Z(x_i)$ el valor del ND de la imagen en un píxel localizado en x_i , $Z(x_i+h)$ el valor de ND en un píxel distante h del anterior y $N(h)$ el número de pares de datos separados por una distancia h .

Normalmente, el semivariograma es una función monótona creciente que alcanza un límite, denominado meseta, que se consigue para un valor h dado o rango. Sin embargo, la semivarianza entre dos píxeles no siempre aumenta con la distancia hasta alcanzar un máximo estable. Si la imagen presenta una textura regular, el semivariograma presentará un patrón cíclico. Partiendo de la apariencia cíclica de este tipo de semivariograma, es posible establecer características cuantitativas del patrón estructural de la textura de la imagen, la distancia entre estructuras repetidas o la regularidad de los patrones (Balaguer *et al.*, 2010).

La relación existente entre el semivariograma y las propiedades estructurales de la textura de una imagen, ayuda a definir la superficie mínima representativa de una textura (SMR). En esta fase se estudia el ciclo de la textura del frutal para identificar las características de los elementos de repetición que la componen. Para realizar este estudio se han tomado 5 muestras de diferentes tamaños (anchura \times longitud: 5 \times 10 m, 5 \times 20 m, 5 \times 40 m, 5 \times 80 m, 10 \times 10 m, 10 \times 20 m, 10 \times 40 m, 10 \times 80 m, 20 \times 20 m, 20 \times 40 m, 20 \times 80 m, 40 \times 40 m, y 40 \times 80 m) en 10 parcelas representativas de Frutal en Navarra y se ha calculado el semivariograma experimental para cada una de las muestras.

En la Figura 4 se muestra un ejemplo de cómo varía el semivariograma experimental omnidireccional al modificar el tamaño del recinto

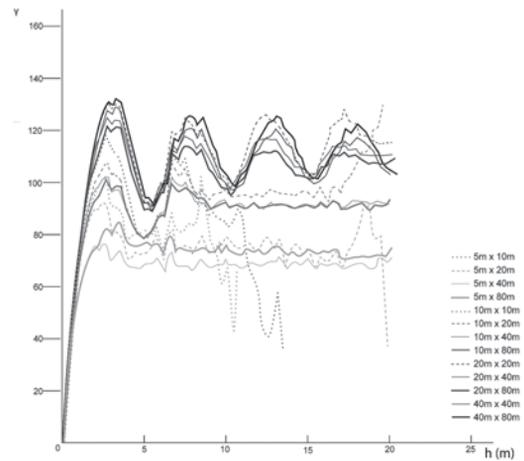


Figura 4. Semivariograma experimental omnidireccional calculado para superficies de diferente tamaño.

sobre el que se calcula en una parcela de frutal. Se observa que al variar el tamaño y la forma de la muestra el semivariograma cambia. Puede verse cómo al ensancharse la región de cálculo, el semivariograma se ajusta a la función sinusoidal característica de las texturas periódicas, mientras que al alargarse, el semivariograma omnidireccional se achata. Los semivariogramas calculados a partir de muestras de 5 m de anchura apenas muestran efecto agujero para las longitudes de muestra estudiadas. Es a partir de los 10 m de anchura cuando este efecto comienza a distinguirse, observándose con cierta claridad un primer máximo y un primer mínimo. Una vez la anchura sobrepasa los 20 m, la localización de máximos y mínimos se estabiliza. La semivarianza observada en las posiciones mínimas también permanece constante mientras que en los máximos varía, disminuyendo ligeramente al aumentar la longitud de la región de cálculo. La distancia entre máximos aporta información sobre el tamaño de la elemento de repetición o patrón estructural de la textura de una imagen. En este ejemplo, el tamaño del patrón de repetición es aproximadamente 5 m, sin embargo las muestras de 5 m de anchura y, en menor medida, de 10 m generan semivariogramas poco definidos que no describen el ciclo que la textura de manera fiable. Esto indica que no es posible reconocer la textura del frutal si no se cuenta al menos con un número mínimo de elementos de repetición, los cuales definen la su-

Tabla 1. Resultados de los test Anova(A)/Welch(W) y de las pruebas post-hoc de Duncan

	Test	Sig	5×5	10×10	15×15	20×20	25×25	30×30	35×35	40×40	45×45	50×50
ASM	W	0.00										
ENT	A	0.00										
HOM	W	1.00										
MEAN	W	0.99										

perficie mínima representativa de dicha textura. Analizando la figura, se escoge la muestra de 20×20 m como unidad mínima representativa de la textura de la clase Frutal. Para corroborar esta elección se realiza un análisis de la influencia del tamaño de la parcela en los parámetros de Haralick.

Análisis de la influencia del tamaño de la parcela en los parámetros de Haralick

Con el fin de estudiar la influencia del tamaño de la parcela de cálculo en los parámetros texturales de Haralick se realiza un test de comparación de medias. Este análisis pretende comprobar la existencia de diferencias significativas entre los parámetros texturales calculados sobre regiones de diferentes tamaños utilizando la banda semisuma del rojo y el verde. Para ello, se escogen 100 parcelas de frutal, donde los árboles se disponen según diferentes marcos de plantación, y se calculan los parámetros texturales de Haralick utilizando regiones cuadradas concéntricas de distinta superficie (5×5 m, 10×10 m, 15×15 m, 20×20 m, 25×25 m, 30×30 m, 35×35 m, 40×40 m, 45×45 m y 50×50 m) colocadas sobre el centroide de las mismas. De esta manera, se cuenta con una muestra de 100 observaciones para cada una de las diferentes regiones de cálculo.

Antes de realizar el test de comparación de medias, se comprueba el supuesto de normalidad mediante una prueba Kolmogorov-Smirnov. En caso de resultar negativa se normalizan los datos. Se supondrá o no igualdad de varianzas según la conclusión que se obtenga de la prueba de Levene. Bajo el supuesto de igualdad de varianzas se aplicará el test ANO-

VA (A) mientras que si las varianzas resultan ser distintas se utilizará el test de Welch (W). Una vez realizado el test de igualdad de medias de ANOVA/Welch, en caso de no cumplirse el supuesto de igualdad de medias entre grupos, se aplica un test post-hoc de Duncan que revela cuantas agrupaciones es posible establecer.

Los resultados de los test de igualdad de medias y sus correspondientes pruebas post-hoc se muestran resumidos en la Tabla 1. En la primera columna se nombra el parámetro textural estudiado, en la segunda el test de igualdad de medias aplicado y en la tercera su resultado. Las siguientes columnas presentan los resultados de las pruebas post-hoc resumidos en código de colores.

Las pruebas ANOVA/Welch realizadas, confirman la igualdad de medias entre los parámetros calculados utilizando regiones de diferentes tamaños (Sig. > 0.05) para HOM y MEAN, pero no para ENT y ASM (Sig. < 0.05). En estos casos en los que no se cumple el supuesto de igualdad de medias, se aplica un test post-hoc de Duncan que indica la existencia agrupaciones. En la Tabla 1 se pintan de igual color las muestras cuyas medias son estadísticamente iguales. Para ENT y ASM la media observada en las regiones de 5×5 m y 10×10 m, además de ser significativamente diferentes entre sí, son distintas al resto. Las regiones de 15×15 m y 20×20 m se agrupan, tanto para ASM como para ENT, cosa que también ocurre con las regiones superiores a 25×25 metros.

En la imagen mostrada en la Figura 5 se observa como varía el valor de las medias en cada una de las regiones cuadradas de cálculo y para cada uno de los parámetros texturales estudiados. La media representada en la figura se calcula sobre las mismas observaciones uti-

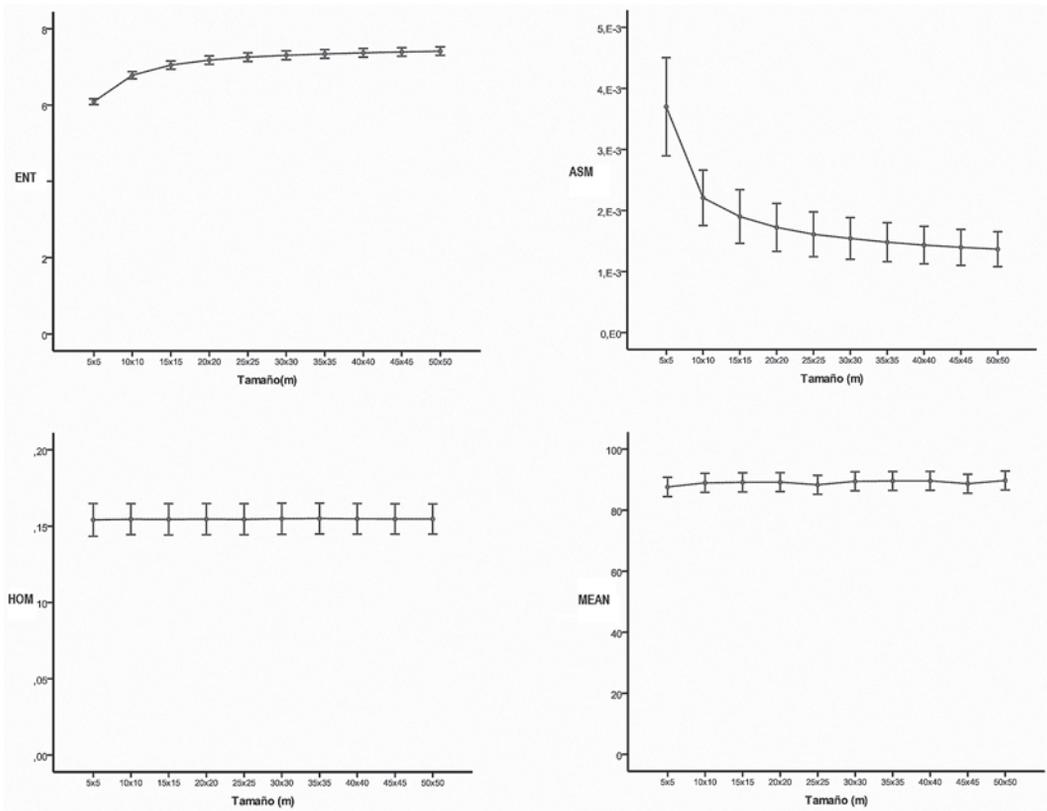


Figura 5. Medias observadas de los parámetros texturales de Haralick para cada una de las regiones cuadradas de cálculo. También se muestra el intervalo de confianza al 95% de cada una de ellas.

lizadas en los test de igualdad de medias. Mientras el valor de HOM y MEAN permanece constante al variar el tamaño del recinto de cálculo, EN y ASM se ven notablemente afectados por esta modificación. Tal y como indica el test de igualdad de medias, el valor de ASM y ENT se estabilizan a partir a partir de 20×20 m.

Analizando los resultados de los test de igualdad de medias y el semivariogramas, se escoge la muestra de 20×20 m como unidad mínima representativa (SMR) de la textura de la clase Frutal.

Procedimiento simplificado para el cálculo de los parámetros texturales basados en la MCNG

Este procedimiento consiste en sustituir cada parcela por una ventana de lado igual a la SMR, colocada sobre el centroide de cada una

de ellas (Figura 6). Una vez segmentada la imagen, la caracterización de la textura se simplifica, ya que únicamente se calcula para estas unidades básicas, todas de igual tamaño, independientemente de la forma y la dimensión de las parcelas catastrales. En este estudio, la sustitución de cada parcela por una ventana de 20×20 m, supone una reducción de más de

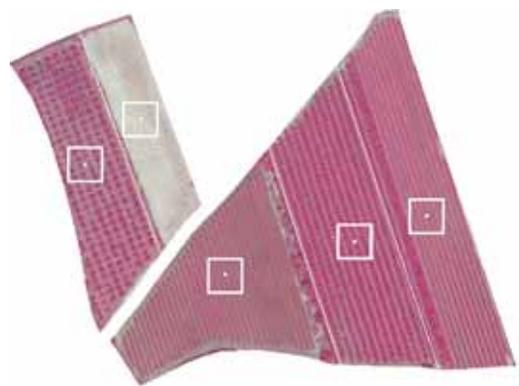


Figura 6. En esta figura se muestra la SMR sobre 5 parcelas muestra.

Tabla 2. Superficie utilizada y tiempos requeridos para calcular los parámetros de textura basados en la MCNG a nivel de SMR y a nivel de parcela

	N.º de objetos	Superficie de cálculo (ha)	Tiempo (s)
SMR	300	12	142
Parcela	300	429.1	510

95% de la superficie utilizada para el cálculo de los parámetros texturales, lo que repercute directamente en el tiempo de cálculo de los mismos al descender notablemente el número de parejas de píxeles a comparar.

En la Tabla 2 se muestra el tiempo consumido por cada procedimiento para calcular los parámetros texturales de Haralick, así como la superficie utilizada en cada uno de los métodos. La simplificación expuesta puede llevarse a cabo en gran parte de los paquetes de tratamiento de imágenes digitales.

Estudio comparativo

Una vez segmentada la imagen y calculados los parámetros texturales mediante los dos procedimientos en 300 parcelas, a nivel de parcela catastral y a nivel de SMR, utilizando software específico de tratamiento de la imagen a nivel de objeto, se estudia la relación existente entre ambos. Para ello se realiza un Análisis de Componentes Principales (ACP) categórico y se cuantifica el grado de correlación lineal.

El ACP permite analizar cualitativamente la interrelación existente entre los parámetros texturales calculados utilizando gráficos de saturación. Estos gráficos de dispersión reflejan donde se sitúa cada uno de los parámetros en el espacio definido por los factores extraídos. Las coordenadas de cada parámetro en cada factor representan la correlación de dicho parámetro con cada uno de los factores. Además, la proximidad entre los parámetros indica el grado de correlación que existe entre ellos. El análisis visual de estos gráficos resulta de gran utilidad para comprender cómo se agrupan los parámetros entre sí.

Posteriormente, para cuantificar el grado de relación lineal entre los parámetros calculados por estos dos procedimientos, se utilizan los

coeficientes de correlación de Pearson (r) o Spearman (ρ), según los parámetros sigan o no una distribución normal. Tras calcular r y ρ se analiza la significación de dichos coeficientes. Para ello, se contrasta la hipótesis nula de que el coeficiente de correlación obtenido procede de una población cuya correlación es cero. Este análisis permite conocer si la correlación es consecuencia del azar.

Resultados

En el gráfico de saturaciones (Figura 7) que definen la primera (CP1) y segunda (CP2) componentes principales, se observa que los parámetros calculados a nivel de parcela catastral y los extraídos a nivel de SMR se sitúan en posiciones muy cercanas, lo que indica alta correlación entre ellos.

Los parámetros calculados a nivel de parcela y los extraídos a nivel de SMR presentan correlaciones superiores a 0.95 en todos los casos (Tabla 3), lo que corrobora la fuerte relación observada en el gráfico de saturaciones.

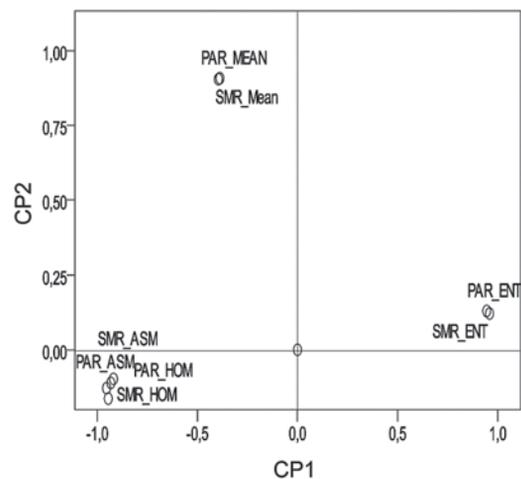


Figura 7. Gráfico de saturación creado por la primera y la segunda componente del ACP.

Tabla 3. Coeficiente de correlación. Todas las observaciones son significativas al 99%

HOM	$\rho = 0.964$
ASM	$\rho = 0.968$
MEAN	$\rho = 0.971$
ENT	$\rho = 0.977$

Conclusiones

Las altas correlaciones obtenidas, analizadas sobre más de 300 parcelas de frutal con diferente marco de plantación, indican que los descriptores calculados a nivel de SMR aportan el mismo tipo de información que los extraídos a nivel de parcela catastral. Todas las correlaciones son significativas al 99%, lo que muestra que la relación observada no es fruto del azar. Esto implica que es posible caracterizar la textura de parcelas de frutal en Navarra utilizando únicamente una SMR de 20×20 m.

Esta simplificación resulta posible por tratarse de un cultivo de plantación estructurada y homogénea intra e interparcela. Por un lado, las corrientes actuales en fruticultura proponen que el replanteo de frutales debe fundamentarse en la disposición de bloques uniformes y separados por especies (Cambra and Cambra, 1991). Dentro de cada uno de estos bloques, la distancia entre árboles o marco de plantación debe adecuarse al vigor previsible del árbol y a la necesidad de dejar anchura suficiente para la maquinaria. Estos dos factores, constantes para cada bloque, confieren a las plantaciones de frutal una apariencia texturada regular y muy homogénea. Si en una misma parcela catastral coexisten dos texturas o cultivos diferentes, al tender a disponerse en bloques homogéneos, el problema podría solucionarse afinando la segmentación dentro de cada parcela. Por otro lado, los factores de influencia anteriormente citados se conjugan para lograr el máximo aprovechamiento del espacio, por lo que los marcos de plantación están bastante establecidos. En Navarra las distancias más habituales en vaso son 5×5 m, 5×4 m, 4×4 m y en espaldera 4m entre hileras y entre 2-3 entre árboles. Dado que la SMR es función del marco de plantación, podría ajustarse la SMR a cada uno de ellos, sin em-

bargo se ha delimitado una SMR válida para los marcos más habituales en Navarra, cuya eficacia ha sido comprobada.

La aplicación de esta simplificación resulta útil cuando se trata de discriminar una cubierta concreta, con un patrón textural característico como el del frutal, de cualquier otra. Este análisis forma parte de un trabajo más amplio cuyo objetivo es actualizar el Registro de Frutales de Navarra, por lo que la aplicación de la simplificación explicada pretende facilitar dicho procedimiento. La actualización de un Registro de Frutales antiguo a una fecha actual implica tanto identificar las nuevas plantaciones como las parcelas donde los frutales han sido arrancados. Por un lado, la identificación de frutal/arranque queda delimitada en las parcelas de frutal del registro antiguo, mientras que la búsqueda de nuevas plantaciones se restringe a parcelas de cultivos herbáceos en regadío, por ser una sucesión de cultivos habitual en Navarra. En este caso, tanto los cultivos herbáceos en regadío como los arranques de frutal presentan, habitualmente, una textura discriminable de la del frutal en una superficie de 20×20 m.

Calcular los parámetros de textura basados en la MCNG en una ventana, simplifica el procedimiento de caracterización de la textura de una parcela, siendo éste aplicable utilizando cualquier software de procesamiento de imágenes que tenga un módulo de cálculo de texturas a través de ventanas móviles.

Aunque a priori no era el objeto de este estudio, de los resultados del mismo se deriva que los parámetros texturales de Haralick requieren una región mínima de 20×20 m para caracterizar la textura del frutal de manera estable y general en Navarra. Esto limita el tamaño de parcela reconocible utilizando parámetros texturales de Haralick a parcelas de 20 m en la perpendicular a la dirección principal del cultivo.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación del subprograma FPI-INIA 2008-2011 del Instituto Nacional de Investigación Agraria y Alimentaria (INIA).

Referencias

- BACHMAIER, M. & BACKES, M. 2008. Variogram or Semivariogram. Explaining the Variance in a Variogram. Precision Agriculture. Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg, New York.
- BALAGUER, A., RUIZ, L.A., HERMOSILLA, T. & RECIO, J.A. 2010. Definition of a comprehensive set of texture semivariogram features and their evaluation for object-oriented image classification. *Computers & Geosciences* 36(2): 231-240.
- BARALDI, A. & PARMIGGIANI, F. 1995. An investigation of the textural characteristics associated with gray-level cooccurrence matrix statistical parameters. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 33(2): 293-304.
- BENZ, U.C., HOFMANN, P., WILLHAUCK, W., LINGENFELDER, I. & HEYNEN, M. 2004. Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 58 (3-4): 239-258.
- BLASCHKE, T. 2010. Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 65(1): 2-16.
- BLASCHKE, T., BURNETT, C. & PEKKARINEN, A. 2004. Image segmentation methods for object-based analysis and classification. Remote sensing image analysis Including the spatial domain. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands, pp. 211-223.
- CAMBRA, M & CAMBRA, R. 1991. Diseños de plantación y formación de árboles frutales, 8ª ed., Zaragoza, EEAD, 1991 (*Cuadernos de la Estación Experimental de Aula Dei*, n.º 1).
- COBURN, C. A. & ROBERTS, A.C.B. 2004. A multiscale texture analysis procedure for improved forest stand classification. *International Journal of Remote Sensing* 25(20): 4287-4308.
- COGGINS, J.M. & JAIN, A.K. 1985. A spatial-filtering approach to texture analysis. *Pattern Recognition Letters* 3(3):195-203
- HARALICK, R.M., SHANMUGA.K. & DINSSTEIN, I. 1973. Textural features for image classification. *Ieee Transactions on Systems Man and Cybernetics* SMC3(6): 610-621.
- LLOYD, C.D., BERBEROGLU, S., CURRAN, P.J. & ATKINSON P.M. 2004. *Int. J. of Remote Sensing* 25 (19):3943-3965.
- PARKKINEN, J., SELKAINAHO, K. & OJA, E. 2003. Detecting texture periodicity from the cooccurrence matrix. *Pattern Recognition Letters* 11(1): 43-50
- PUISSANT, A., HIRSCH, J. & WEBER, C. 2005. The utility of texture analysis to improve per-pixel classification for high to very high spatial resolution imagery. *International Journal of Remote Sensing* 26(4): 733 - 745.
- ZHANG, Q., WANG, J., GONG, P. & SHI, P. 2003. Study of urban spatial patterns from SPOT panchromatic imagery using textural analysis. *International Journal of Remote Sensing* 24(21): 4137-4160.

Corrección radiométrica automática de imágenes Landsat TM mediante áreas pseudoinvariantes y modelización MODTRAN

G. Moré¹, X. Pons², J. Cristóbal³, L. Pesquer¹ y O. Gonzalez²

¹ CREAF, Cerdanyola del Vallès 08193, Spain.

² Departament de Geografia. Universitat Autònoma de Barcelona. Campus de Bellaterra (UAB). Cerdanyola del Vallès 08193, Spain.

³ Geophysical Institute. University of Alaska Fairbanks. 903 Koyukuk Dr. 99775 Alaska, USA.

Resumen

Este trabajo describe una metodología para la estimación automática de los parámetros atmosféricos necesarios para la aplicación del modelo simplificado de corrección radiométrica (atmosférica y topográfica) de las bandas solares de imágenes de Teledetección. La metodología utiliza una estimación de la radiancia recibida por el sensor desde aquellas regiones donde sólo existe contribución atmosférica (L_a), así como la profundidad óptica atmosférica en áreas pseudoinvariantes (API) obtenidas con imágenes TERRA MODIS y revisadas con imágenes Landsat. Los resultados sobre 18 imágenes Landsat 5 TM muestran que las diferencias entre la reflectividad estimada y la reflectividad de referencia para 3000 API independientes son muy bajas y consistentes, variando entre -2% y $+2\%$ en reflectividad.

Palabras clave: teledetección, corrección radiométrica, áreas pseudoinvariantes, series temporales, MODIS, Landsat.

Abstract

Automatic radiometric correction of Landsat TM imagery through pseudoinvariant areas and modtran modelling

This paper describes a novel methodology to automatically estimate the atmospheric parameters needed in simplified radiometric correction model (atmospheric and topographic) of remotely sensed solar bands. The method uses the estimated radiance received by the sensor from an area where only atmospheric contribution exists (L_a), as the atmospheric optical depth (\tilde{U}_0) in pseudoinvariant areas (PIA) with known reflectance values. PIA were obtained using TERRA MODIS images and were verified with Landsat imagery. Results for 18 Landsat 5 TM images show that differences between estimated reflectance and the reference value for 3000 test PIA are very low and consistent, varying from -2% to $+2\%$ in reflectance.

Keywords: remote sensing, radiometric correction, pseudoinvariant areas, time series, MODIS, Landsat.

Introducción

La liberación del archivo de imágenes Landsat del USGS (United States Geological Sur-

vey) supone, para la comunidad científica, la oportunidad de usar una gran base de imágenes de los diferentes sensores del archivo histórico de Landsat (MSS, TM y ETM+). En es-

* Autor para la correspondencia: g.more@creaf.uab.cat
Recibido: 16-03-12; Aceptado: 29-05-12

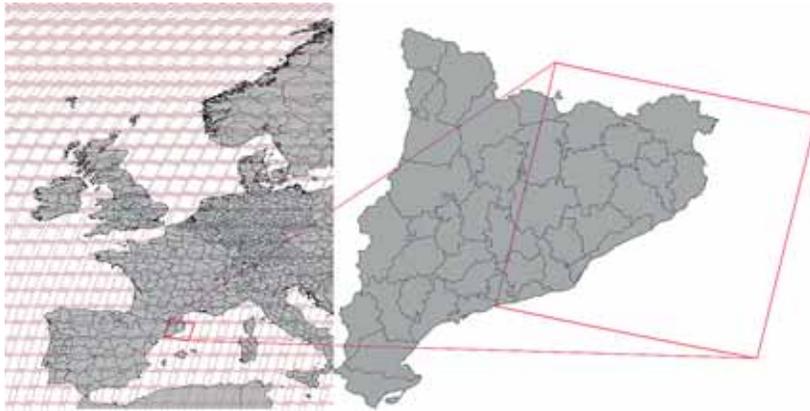


Figura 1. Localización de la zona de estudio. En la imagen de la derecha se puede apreciar el ámbito de la escena 197-031

te nuevo contexto es necesario encontrar una metodología de procesamiento que ofrezca unos resultados realistas y consistentes entre diferentes imágenes, fechas y sensores (Gutman y Justice, 2010; Gutman y Masek, 2012).

Se han propuesto diversos métodos para la corrección de imágenes de satélite para obtener valores de reflectividad (correcciones atmosférica y del relieve). Algunos de estos métodos requieren de la introducción de datos externos para modelizar algunos parámetros, como la composición atmosférica, que pueden ser difíciles de obtener, cuando no imposibles de conocer, a la hora de paso del satélite por la zona de estudio. La dificultad de aplicar estos métodos crece con el número de imágenes a procesar, y más aún en series históricas.

El uso de modelos simplificados de corrección puede ser una solución válida para obtener imágenes radiométricamente corregidas (Pons y Solé, 1994). Este modelo sólo requiere dos parámetros externos: la radiancia recibida por el sensor en un área donde solamente exista contribución atmosférica (L_a) y la profundidad óptica de la atmósfera (\tilde{U}_0). Habitualmente estos parámetros los obtiene un operador humano de forma interactiva, pero la presente propuesta describe un protocolo para estimarlos automáticamente a partir del uso de áreas pseudoinvariantes (API).

A diferencia de otros trabajos donde las API se determinan de forma manual (Hadjimitssis *et al.*, 2009; Chander *et al.*, 2010), en el presente trabajo las API se detectan a partir del análisis de las series temporales de MODIS y

Landsat. La finalidad de este protocolo es doble: determinar las zonas de menor cambio radiométrico a lo largo del tiempo y establecer un valor de reflectividad de referencia para cada API.

Los objetivos de este trabajo son los siguientes: a/ Proponer una actualización del método descrito en Pons y Solé (1994) para corregir de forma automática la radiometría (atmósfera y relieve) de imágenes Landsat. b/ Describir un protocolo para obtener API a través de las series MODIS y Landsat. c/ Aplicar el protocolo automático a las series temporales de imágenes Landsat para validar su bien funcionamiento.

Zona de estudio y materiales

La zona de estudio corresponde a la escena 197-031 de Landsat según WRS-2 (Worldwide Reference System - 2) que cubre la parte oriental de Cataluña (ver figura 1).

Un total de 60 imágenes MODIS se usaron para la detección de las API. Dichas imágenes se obtuvieron a partir del servidor WIST (*Warehouse Inventory Search Tool*) y corresponde al producto MOD09 «Surface Reflectance Daily L2G Global 1 km and 500 m SIN Grid» (NASA, 2008a). Las imágenes seleccionadas se distribuyen a lo largo de los 12 meses del año, entre 2002 y 2008. Solamente se seleccionaron las imágenes sin efecto *bow-tie* (Yang y Di, 2004) y con una baja cobertura de nubes.

Adicionalmente, se seleccionaron 50 imágenes Landsat 5 TM corregidas manualmente para revisar en las API su coherencia con MODIS. En este caso, también se ha usado el criterio de la cobertura de nubes para la selección de imágenes. En ambos casos, se ha aplicado una máscara sobre las zonas cubiertas por nubes o nieves. La máscara de nubes (Cea *et al.*, 2005) se ha realizado por fotointerpretación y digitalización manual. La máscara de nieves (Cea *et al.*, 2007) se ha realizado a partir de la selección de las categorías interesantes a partir de una clasificación no supervisada utilizando todas las bandas (el resultado ha sido expandido con un *buffer* de 1000 m).

La corrección radiométrica se ha aplicado sobre una serie de 18 imágenes Landsat 5 TM adquiridas a Eurimage (Eurimage, 2008) entre el 2003 y 2009. Estas 18 imágenes cubren todos los meses del año incluyendo fechas en condiciones extremas muy cercanas al solsticio de invierno.

Metodología

A continuación se describe el modelo de corrección radiométrica simplificado así como el proceso para obtener API con imágenes MODIS y Landsat y la aplicación del algoritmo de corrección automática.

Actualización del modelo de corrección radiométrica

La metodología para corregir automáticamente (atmosférica y topográficamente) las bandas del espectro solar de Landsat se basa en la siguiente ecuación propuesta en Pons y Solé (1994):

$$\rho = \frac{\pi \cdot [L - L_a] \cdot d^2}{\cos \theta \cdot E_0 \cdot \tau_1 \cdot \tau_2} \quad [1]$$

ρ : Reflectividad a nivel del suelo.

E_0 : Irradiancia solar exoatmosférica ($W \cdot m^{-2}$).

τ_1 / τ_2 : Coeficiente de transmitancia atmosférica del trayecto Sol-Tierra / Tierra-Sensor.

L_a : Radiancia recibida por el sensor de un área donde sólo existe contribución atmosférica

(por ejemplo, sombras o agua, dependiendo de la región espectral).

L : Radiancia a nivel del sensor.

θ : Ángulo de incidencia entre el zenit solar y el vector normal del terreno.

d : Distancia Sol-Tierra, en Unidades Astronómicas.

τ_1 y τ_2 eran originalmente estimadas usando estas expresiones:

$$\tau_1 = e^{\left(\frac{-\tau_0}{\cos(s)}\right)} \quad [2]$$

$$\tau_2 = e^{\left(\frac{-\tau_0}{\cos(v)}\right)} \quad [3]$$

τ_0 : Profundidad óptica atmosférica.

s : Ángulo solar zenital.

v : Ángulo entre el vector normal a un terreno llano y el vector de visión del sensor.

Todos los parámetros de las ecuaciones utilizadas se pueden conocer a partir de la imagen y sus metadatos a excepción de L_a y τ_0 . En la metodología previa al presente trabajo, los valores de τ_0 usados en la corrección eran fijos para cada banda y habían sido establecidos a partir de los datos de otros trabajos basados en parámetros de atmósferas estándar. L_a habitualmente se obtenía a partir del mínimo valor del histograma a analizar (Chavez, 1996) (véase tabla 1).

Tabla 1. Valores de τ_0 usados para Landsat 5 TM

Banda	1	2	3	4	5	7
τ_0	0.5	0.3	0.25	0.2	0.125	0.075

Búsqueda automática de valores L_a y τ_0

La asunción de que los valores τ_0 son constantes para toda la escena es muy simplificada ya que en realidad depende de múltiples factores, algunos difíciles de estimar como las condiciones atmosféricas (tipo y cantidad de aerosoles, etc.) y otras, como la altitud del terreno, que en ciertos casos pueden ser modelizadas de forma razonable.

En este trabajo los valores de L_a y τ_0 se estiman usando un método iterativo no lineal con el apoyo de los valores de referencia de las API

(el método calcula los valores de L_a y τ_0 para que la ecuación 1 tenga solución en una API a partir de su valor de reflectividad).

Para modelizar τ_0 se usó MODTRAN (Kneisys *et al.*, 1995) en distintas atmósferas estándar (US Standard 1976, MidLatitude Summer, MidLatitude Winter, SubArctic Summer, SubArctic Winter y Tropical), condiciones de altitud (de 0 a 9000 m con intervalos de 250 m) y de ángulo zenital solar (de 0 a 90° con intervalos de 1°). Para llevar a cabo las modelizaciones se usaron valores promedio de O_3 y CO_2 iguales a 0.342 y 289 atm-cm, respectivamente. Esta aproximación determina un rango de posibles valores para τ_0 para cada banda solar, evitando de este modo encontrar soluciones matemáticamente válidas para la ecuación pero demasiado alejadas de las condiciones atmosféricas posibles.

Obtención de áreas pseudoinvariantes (API)

Para la identificación de las API se usó una serie de 60 imágenes MODIS sobre la escena completa 197-031, distribuidas a lo largo de los doce meses del año y entre los años 2002 y 2008. Solamente se usaron las bandas de 1, 2, 3, 4, 6 y 7, con una resolución espacial de 500 m, descartando la banda 5 debido a que no tiene correspondencia con ninguna de las bandas de Landsat 5 TM (véase tabla 2).

Para cada píxel y cada banda se calculó la desviación estándar de todas las imágenes MODIS seleccionadas. Se calculó el valor medio

Tabla 2. Comparación del rango espectral de las bandas solares de TERRA MODIS y Landsat 5 TM. (Chander *et al.*, 2010; NASA, 2010)

Landsat 5 TM		Terra MODIS	
Banda	Rango espectral (μm)	Banda	Rango espectral (μm)
1	0.45-0.52	3	0.459-0.479
2	0.52-0.60	4	0.545-0.565
3	0.63-0.69	1	0.620-0.670
4	0.76-0.90	2	0.841-0.876
5	1.55-1.75	6	1.628-1.652
7	2.08-2.35	7	2.105-2.155

de estas seis nuevas imágenes. Este resultado corresponde al valor medio de la desviación estándar para cada píxel a lo largo de la serie temporal.

Los píxeles con una media en la desviación estándar por debajo de 1.75% se seleccionaron obteniendo así una máscara preliminar de zonas con una variación radiométrica baja a lo largo del período 2002-2008 para MODIS (véase figura 2).

La resolución espacial de la máscara obtenida es de 500 m, un valor insuficiente para trabajar con imágenes Landsat. Se verificó su coherencia con la selección de 50 imágenes Landsat corregidas manualmente y se calculó la desviación estándar de la serie temporal para cada píxel (de la escena Landsat), y también el valor medio de las desviaciones estándar de las seis bandas Landsat. Los píxeles con un promedio en la desviación estándar inferior a

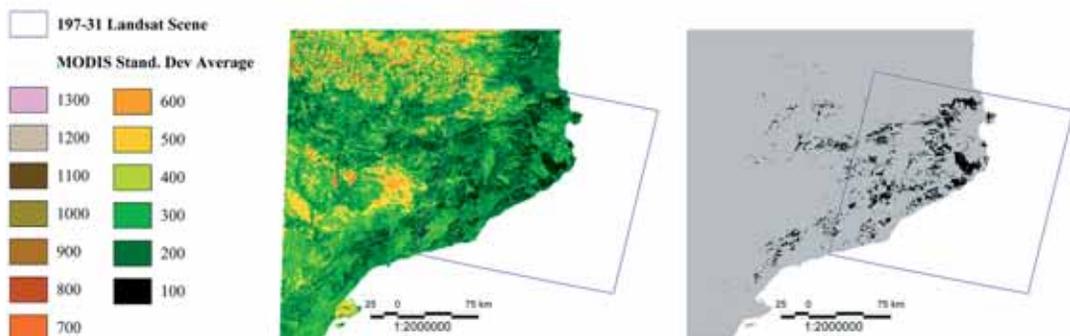


Figura 2. A la izquierda, promedio de las 6 desviaciones estándar (una para cada banda usada de MODIS). Los colores claros corresponden a zonas de alta variabilidad temporal (cultivos, zonas innivadas temporalmente, etc.) A la derecha, selección de píxeles con desviación estándar media inferior a 1.75%. Nota: las unidades de la leyenda corresponden a reflectividad, en %, multiplicada por un factor 100.

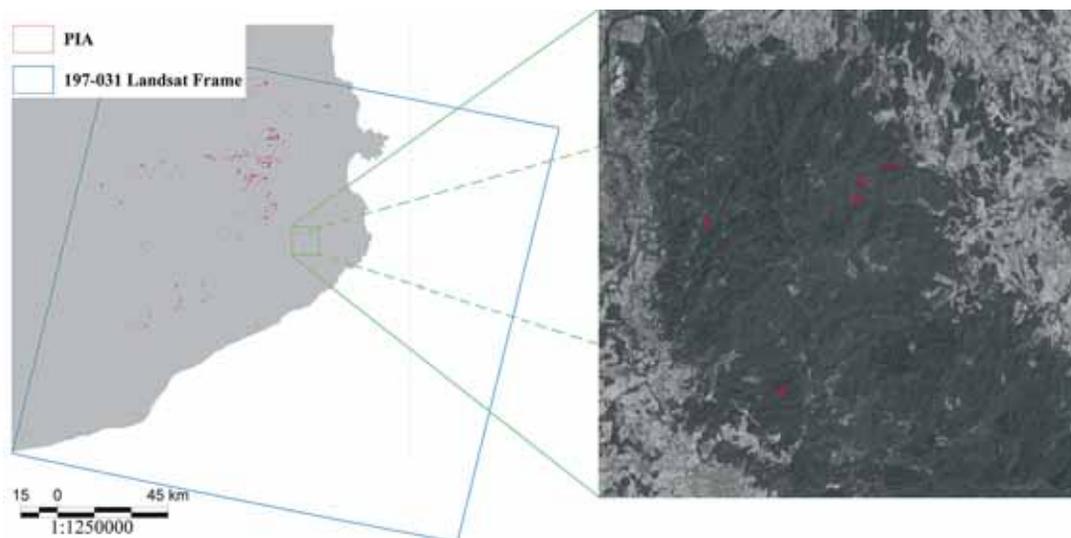


Figura 3. En rojo las API finalmente seleccionadas. La imagen de la derecha muestra una ampliación de algunas API sobre una imagen Landsat.

2% se seleccionaron como API. Estos píxeles seleccionados coincidían mayormente con bosques perennifolios y matorrales (véase figura 3). La selección de píxeles resultante se agregó para crear una matriz de polígonos con tamaño igual a 3x3 píxeles y descartando todas las API con un tamaño inferior a éste.

Dado que el número de API obtenidas fue razonablemente elevado, 4423 API se usaron para ajustar el modelo y 3000 API se reservaron para hacer un test independiente de los resultados.

Establecimiento de un valor de reflectividad en la API y aplicación del modelo

Finalmente a cada API detectada se le asignó un valor de referencia igual al valor medio de reflectividad calculado a partir de la selección de 12 imágenes Landsat 5 TM previamente corregidas de forma manual (atmosférica y topográficamente).

Las API se crean solamente una vez por escena. Un filtro heurístico se aplica a cada imagen para detectar API afectadas por nubes o cambios en las cubiertas del suelo.

El proceso automático propuesto se ha aplicado a un conjunto de 18 imágenes Landsat 5

TM de la escena 197-031. Para testear el algoritmo en distintas situaciones se han seleccionado imágenes cubriendo todos los meses del año (incluso en condiciones extremas cercanas al solsticio de invierno) del período entre 2003 y 2009.

Resultados

La Figura 4 muestra la diferencia entre la reflectividad estimada con el modelo y la reflectividad de referencia para los 3000 polígonos de test. El rango de dichas diferencias varía entre el $\pm 2\%$ en reflectividad y sin detectarse patrones temporales en las diferencias. Estos valores de variabilidad son cercanos a los valores de ruido del propio sensor (NASA, 2008b).

La mínima diferencia es 0% y aparece en la banda dos de la imagen adquirida el 07/02/2006. La diferencia máxima es de 2.11% y aparece en la banda 4 del 08/02/2006. La media de las diferencias es de -0.06% y el RMS es de 0.75%.

Para este conjunto de 18 imágenes Landsat, los valores de L_a y τ_0 se estimaron tanto de forma automática como de forma interactiva (en el caso de L_a) o con los valores fijos (por τ_0). Las diferencias en la estimación de L_a entre los dos modos son muy pequeñas, siendo la media

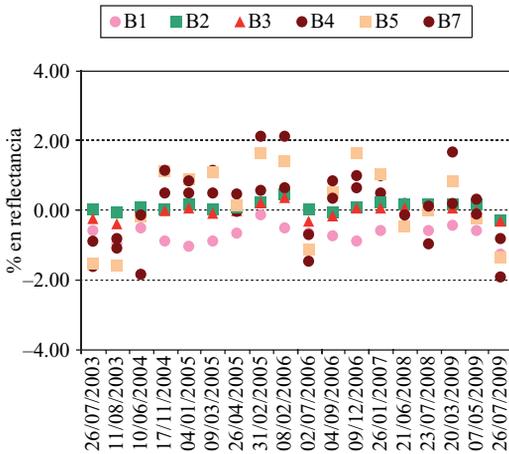


Figura 4. Diferencia absoluta por banda y fecha entre reflectividad estimada y reflectividad de referencia promedio de 3000 API de test.

de las diferencias de 0.56 DN y con una desviación estándar de 3.92 DN. Las diferencias en el caso de τ_0 son igualmente muy pequeñas y próximas a 0 (0.008) y la desviación estándar es de 0.032 en todas las bandas solares de las 18 imágenes. En este caso, la máxima diferencia es de 0.08 para la banda 1 de la imagen de 21/06/2008.

Conclusiones

El uso de modelos de corrección radiométrica (atmosférica y topográfica) simplificados puede considerarse como una útil y práctica opción para el procesamiento preliminar de las imágenes de Teledetección.

La independencia respecto a datos externos de estos modelos, permite la automatización del proceso de corrección, gracias al apoyo de API con valores de reflectividad conocidos. De este modo el método se convierte en una solución estable para corregir largas series temporales de imágenes de satélite tomadas en distintas condiciones atmosféricas y de iluminación. Actualmente se está ampliando el estudio para los sensores ETM+ y MSS y se espera confirmar su viabilidad, dada la similitud entre las diferentes configuraciones espectrales de los sensores Landsat.

La obtención de las API mediante imágenes MODIS se ha convertido en un objetivo de tra-

bajo y ha permitido encontrar suficientes polígonos para poder ajustar el modelo y reservar una parte para validar con una muestra independiente. Además, los valores de reflectividad de referencia se pueden obtener de distintas fuentes, dando flexibilidad al usuario para que se ajuste a su disponibilidad de datos a lo largo del tiempo o de otros sensores.

Los resultados demuestran que el algoritmo es aplicable a cualquier imagen de la serie Landsat TM, independientemente de la fecha y de la presencia de nubes ya que el método es capaz de detectar presencia de nubes o nieves, y cambios en el uso del suelo.

En futuros trabajos se investigará cuántas imágenes Landsat corregidas radiométricamente con el procesamiento manual son necesarias para obtener un valor de reflectividad de referencia coherente, así como la posibilidad de obtener este mismo valor a partir de imágenes MODIS.

Agradecimientos

Las sesiones de definición del Plan Nacional de Teledetección (PNT) impulsado por el IGN, y en que la Universidad de Alcalá tuvo un destacado papel, contribuyeron a generar un ambiente propicio para impulsar este trabajo, Xavier Pons es beneficiario de un ICREA Acadèmia Excellence in Research grant (2011-2015).

Referencias

- CEA, C., CRISTÓBAL, J., SERRA, P. & PONS, X. 2005. Mejora en la detección semiautomática de nubes y sombras en imágenes Landsat. En Arbelo Pérez, Manuel Imeldo [Eds] *Avances en la Observación de la Tierra. XI Congreso de Teledetección*. pp 359-362.
- CEA, C., CRISTÓBAL, J. & PONS, X. 2007. An improved methodology to map snow cover by means of Landsat and MODIS imagery. *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2007. IGARSS 2007*. IEEE Internacional, 4217 - 4220. DOI: 10.1109/IGARSS.2007.4423984, p2037.pdf 4423781 Barcelona.
- CHANDER, G., XIONG, X., CHOI, T. & ANGAL, C. 2010. Monitoring on-orbit calibration stability of Terra MODIS and Landsat 7 ETM+ sensors using pseudo-invariant test sites. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 114, 925-939.

- CHAVEZ, P. S. 1996. Image-based atmospheric corrections. Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 62.9, 1025-1036.
- EURIMAGE. 2010. *Eurimage*. En internet: www.eurimage.com (accedido el 24/03/2011).
- GUTMAN, G. & JUSTICE, C. 2010. Land Cover and Land-Cover Change Products from Optical Coarse and Moderate Spatial Resolution Global Datasets. En Lacoste-Francis (eds.) [Eds] *Proc. 2010 ESA Living Planet Symposium*.
- GUTMAN, G. & MASEK, J.G. 2012. Long-term time series of the Earth's land-surface observations from space. *International Journal of Remote Sensing*, 33:15, 4700-4719.
- HADJIMITSIS, D.G, CLAYTON, C.R.I. & RETALIS, A. 2009. The use of selected pseudo-invariant targets for the application of atmospheric correction in multi-temporal studies using satellite remotely sensed imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Vol. 11, 192-200.
- KNEISYS, F.X., ABREU, L.W., ANDERSON, G.P., CHETWYND, J.H., SHETTLE, E.P., BERK, A., BERNSTEIN, L.S., ROBERTSON, D.C., ACHARYA, P., ROTHMAN, L.S., SELBY, J.E.A., GALLERY, W.O. & CLOUGH S.A. 1995 *The MODTRAN 2/3 and LOWTRAN 7 model*. Ontar Corporation. North Andover. USA.241.60.
- NATIONAL AERONAUTICS & SPACE ADMINISTRATION. 2008a. *MOD09 (Surface Reflectance) User's guide*. En internet: http://gcmd.nasa.gov/records/GCMD_MOD09GA5.html (accedido el 24/03/2011).
- NATIONAL AERONAUTICS & SPACE ADMINISTRATION. 2008b. *Landsat hand book*. En Internet: <http://landsathandbook.gsfc.nasa.gov> (accedido el 24/03/2011).
- NATIONAL AERONAUTICS & SPACE ADMINISTRATION. 2010. *Landsat Missions*. En Internet: <http://landsat.usgs.gov> (accedido el 24/03/2011).
- 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*, Vol. 48, 191-204.

Caso práctico

Revisando el concepto de resolución en teledetección

A. Calle y P. Salvador

Departamento de Física Aplicada. Universidad de Valladolid

Resumen

Un sensor viene representado a través de su resolución espacial, temporal, radiométrica y espectral, aunque estas definiciones no siempre son usadas con precisión. El trabajo que se presenta tiene un perfil académico en teledetección, que realiza una revisión de las definiciones de las magnitudes relacionadas con el diseño de sensores, para que puedan ser comparados. Los conceptos analizados son la caracterización espacial, espectral, radiométrica y resolución temporal.

Palabras clave: resolución espectral, espacial, radiométrica, MTF, PSF, $NE\Delta T$, $NE\Delta\rho$.

Abstract

A revision of the concept of resolution, in remote sensing

A satellite sensor is characterized by its spatial, temporal, radiometric and spectral resolution; however these features are not clearly addressed. This work has an academic profile into the remote sensing topics; it is a review of the main sensor magnitudes related to design of sensors, in order to have knowledge to compare them. The concepts analysed here are, mainly, the spatial, spectral and radiometric characterization and the temporal resolution.

Key words: spectral, spatial and radiometric resolution, MTF, PSF, $NE\Delta T$, $NE\Delta\rho$.

Introducción

Actualmente existe una gran diversidad de sensores para responder a las necesidades que exigen las técnicas de observación de la tierra. Además el desarrollo de aplicaciones requiere disponer de datos de calidad, por lo que en la práctica, el usuario debe establecer una relación adecuada calidad/coste de las imágenes para trabajar. Uno de los criterios principales en la elección de imágenes suele ser, por ejemplo, la resolución espacial, de forma que el usuario prefiere una imagen de 1 m frente a otra de 4 m. Sin embargo, ¿se comprenden adecuadamente estos datos?. Una llamada de atención sobre los parámetros electro-ópticos que es necesario conocer, para comparar dos sen-

sores, la realiza Joseph (2000) en una comunicación abierta, como presidente de la Comisión Técnica del ISPRS (International Society for Photogrammetry and Remote Sensing), denominada «Sensors, Platforms and Imagery», para sugerir una reflexión acerca de la información precisa que los usuarios de imágenes deberían disponer a fin de decidir por la calidad de las imágenes utilizadas.

Otra de las dificultades a las que se enfrentan los usuarios es que no existe una unificación clara de las definiciones en la caracterización de un sensor. Esta afirmación se pone de manifiesto si realizamos una consulta a los manuales técnicos, o a las tablas de caracterización que proporcionan los proveedores de imágenes.

De forma intencionada se han incluido algunos términos escritos en inglés (aparte de los acrónimos), por llevar atribuido, de forma intrínseca, un significado más preciso; en algunos casos se necesitaría una frase para realizar una traducción poco afortunada.

Caracterización espacial

A menudo se ofrece la definición de resolución espacial como la dimensión del objeto más pequeño que se puede discernir en una imagen. Esto es no decir nada si no se establece el contraste ni se precisa la dimensión del píxel del que procede la radiancia ($W/m^2/\mu m/sr$); tal definición resulta insuficiente e imprecisa. Hay dos conceptos que tienden a usarse como sinónimos para definir el píxel: el IGFOV (Instantaneous Geometric Field of View) que es el tamaño de la imagen del detector proyectado por el sistema óptico sobre el suelo (también conocido como *footprint*) y el GSD (Ground Sampling Distance) que cuantifica la distancia del suelo a la que son grabados dos píxeles consecutivos; si expresamos el GSD como el ángulo de muestreo del sensor tendremos el IFOV (Instantaneous Field of View) en unidades angulares.

IGFOV y GSD son conceptos diferentes pero el ratio entre ellos tiene un impacto directo sobre el valor de la radiancia que atribuimos a un píxel. Es muy recomendable el artículo de revisión que hace Cracknell (1998) que titula con la pregunta: «*what's in a pixel?*» acerca del contenido radiométrico real de un píxel de imagen, dado que la relación que existe entre los valores IGFOV y GSD determina la mezcla de cubiertas del suelo que contribuyen al valor radiométrico.

Debe entenderse que el IGFOV no es una función cuadrada uniforme, sino que tiene una degradación mayor en los bordes de forma que se parece a una función gaussiana tridimensional. Esta degradación se produce debido a varios factores: i) difracción del sistema óptico, ii) limitación del detector, iii) influencia de los circuitos eléctricos y iv) la interacción de la radiación con la atmósfera; todo ello tiende a generar un IGFOV parecido a una mancha degradada, con la consiguiente reducción del

contraste. Por ello, la función más importante para establecer la resolución espacial es la MTF (Modulation Transfer Function) que establece el contraste de la imagen. La MTF cuantifica la sensibilidad del sensor para detectar el contraste a través de la frecuencia de las variaciones radiométricas de la escena; dicho de otro modo, la función MTF tiene el mismo significado, en el dominio de las frecuencias, que la PSF (Point Spread Function) en el dominio espacial. Para comprender la relación entre MTF y PSF y su determinación analítica a través de un modelo de sensor se recomienda el artículo de Markham (1985) dedicado a la caracterización espacial de los sensores Landsat MSS (Multispectral Scanner) y Landsat TM (Thematic Mapper).

El impacto de la forma de la PSF puede pasar desapercibido en la observación de variables continuas, donde se manifestará como un emborronamiento de la imagen; sin embargo puede tener drásticas consecuencias cuando se observan fenómenos en superficie que exhiben discontinuidades de radiancia, como el caso de fronteras de cubiertas, en el espectro solar (Huang *et al.*, 2002). También en el espectro térmico, en la observación de fenómenos puntuales como los hot-spots; en este sentido véase Calle *et al.* (2009) acerca del impacto de esta función en la detección y cuantificación de parámetros térmicos de incendios sobre el sensor SEVIRI (Spinning Enhanced Visible & InfraRed Imager) de MSG así como los problemas que plantea el sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) para realizar la detección de hot-spots debido al fuerte solapamiento de la PSF entre píxeles contiguos (Kaufman and Justice, 1998).

La ventaja de la función MTF es que simplifica la caracterización de un sensor, debido a que trabajar en el dominio espacial equivale a obtener la MTF del sistema como el producto de las funciones MTF individuales que representan cada uno de los factores, mencionados anteriormente, que degradan la imagen del sensor. En cualquier caso se impone la medida de la MTF cuando el sensor se encuentra en vuelo porque dicho valor difiere de la aportada en el banco de pruebas; no sólo por el efecto atmosférico de degradación sino por el sistema electrónico adicional. Las medidas de la

MTF en sensores de alta resolución espacial siguen protocolos estándar (véase Helder *et al.*, 2006, para el caso de IKONOS y QuickBird)

Resolución espacial: definición

La recomendación de la NASA (1973) para establecer un concepto de resolución espacial que permita comparar sensores fue introducir el EIFOV (Effective Instantaneous Geometric Field of View) definido como la dimensión espacial en la superficie de la tierra correspondiente a la frecuencia para la cual el valor de la MTF es 0,5. Debe tenerse en cuenta que los cuatro factores mencionados que degradan la MTF del sensor son diferentes para las direcciones de movimiento del satélite (*track*) y barrido de línea de imagen (*scan*); la MTF_{scan} está más degradada debido al mayor impacto de la componente electrónica necesaria para registrar los píxeles de cada línea con mayor velocidad que en la dirección *track*, donde la componente electrónica casi no tiene efecto. Por lo tanto el valor MTF 0,5, en cada dirección, establece la resolución espacial correspondiente y, por lo tanto, diferente.

Existe un límite de frecuencia máxima establecida por la mitad de la frecuencia de muestreo (valor del GSD en el dominio de las frecuencias), más allá del cual, el detector no puede discriminar ninguna variabilidad de contraste; este límite es la frecuencia de Nyquist, f_N ($f_N = 0.5/\text{IFOV}$ ciclos/rad). Si la señal que está siendo muestreada tiene componentes de frecuencia más altas que la frecuencia de Nyquist, entonces el muestreo produce una degradación denominada *aliasing*. Precisamente el valor de MTF en la frecuencia de Nyquist es una figura de mérito de los sensores.

Discusión y relación de magnitudes espaciales

La caracterización espacial se completa con la relación de las magnitudes involucradas: IGFOV, EIFOV, GSD y MTF. En el caso ideal, con una MTF de valor 1 para frecuencias menores de Nyquist y nula para superiores, tendríamos que IGFOV, EIFOV y GSD deberían

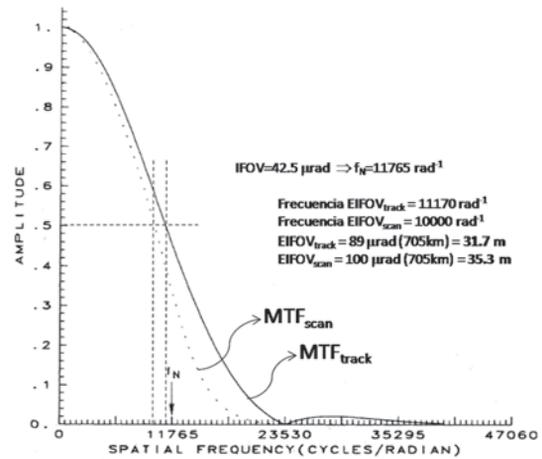


Figura 1. Funciones MTF del sensor Tm y determinación de las resoluciones espaciales en direcciones *track* y *scan*. En la figura, adaptada de Markham (1985), los autores han incluido algunos cálculos explicativos.

coincidir. Sin embargo en el caso real, ocurre que el EIFOV es menor que el IGFOV, por lo que las funciones PSF de píxeles contiguos se encuentran superpuestas y el valor de GSD debería ser muy cercano al EIFOV. El grado de cercanía lo establece al final la diferencia entre las resoluciones *scan* y *track*. Un ajuste en la dirección *track* implicará un exceso de solapamiento en la dirección *scan*, y mayor emborronamiento. Este caso, no obstante, es preferible a ajustar la dirección *scan* que conllevaría la introducción potencial de *aliasing* en la dirección *track*.

Un ejemplo interesante es la Figura 1 adaptada del análisis de Markham (1985), en la que los autores han incluido algunos cálculos explicativos de las magnitudes de la presente discusión. En dicha figura se muestra el sensor TM, que con un IFOV de 42,5 mrad le corresponde una frecuencia de Nyquist de 11.765 ciclos/rad. Los valores de MTF 0.5 corresponden a resoluciones de 31,7 y 35,3 metros. Ajustando el GSD a la resolución *track* existe un ligero solapamiento, para evitar el *aliasing*.

Caracterización espectral

La base física de la teledetección consiste en: observar lo interesante donde la atmósfera lo permita. Ello implica diseñar sensores con capacidades espectrales en ventanas atmosféricas

ricas, pero en longitudes de onda donde las cubiertas del suelo exhiben discontinuidades en reflectancia y/o temperatura; ello implica la búsqueda de intervalos espectrales bien localizados y mediante bandas espectrales que no superen un valor umbral de anchura. Aumentar la anchura espectral permite recibir más radiancia de pixeles más pequeños (mejora de la discriminación espacial) pero implica la mezcla de características espectrales y por lo tanto pérdida de información. Esta afirmación, netamente cualitativa, constituye el argumento de discusión resolución espacial *versus* resolución espectral; sin embargo no existe una definición clara de anchura espectral efectiva para cuantificarla (DI) y lo más importante, la longitud de onda representativa, λ_c .

La SRF (Spectral Responsivity Function) es la función que especifica la sensibilidad con la que el sensor detecta radiancia para cada longitud de onda, λ , y tiene valores nulos por debajo y por encima de dos límites dados de longitud de onda. Un método muy extendido, para expresar la anchura de una banda espectral, es el FWHM (Full-Width at Half-Maximum) consistente en establecer como DI la diferencia entre los valores de λ en los que la SRF tiene el valor del 50%. Este procedimiento, sin embargo, es impreciso cuando se aplica a funciones SRF asimétricas, que son la mayoría, dado que lleva a establecer una longitud de onda central, λ_c , en el valor medio, introduciendo un error cualitativo en la interpretación del valor de la radiancia en esa banda, al no tener en cuenta la ponderación de la SRF por su forma.

Palmer (1984) realiza una discusión muy esclarecedora acerca de los métodos de caracterización espectral y los inconvenientes que presenta cada uno, proponiendo, finalmente, la técnica de normalización radiométrica del ancho de banda (Radiometric bandwidth normalization), consistente en asignar a un sensor con SRF conocida, una función equivalente cuadrada con un valor de respuesta constante, R_n . En la Figura 2, se muestra una función asimétrica real para esquematizar gráficamente esta definición; el área de la función cuadrada será el mismo que el área de la SRF real, el valor de λ_c es el centro de la función cuadrada y el ancho efectivo, DI, es la anchura de la función cuadrada.

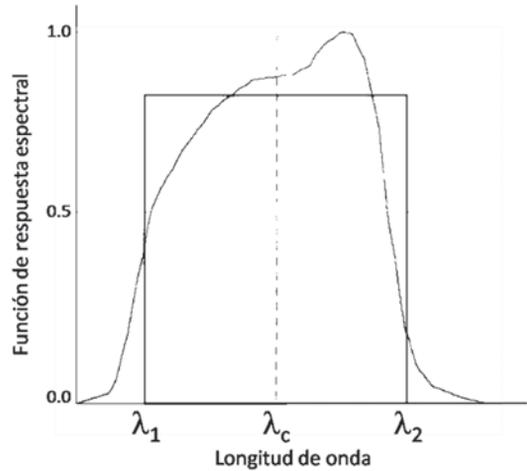


Figura 2. Representación de una SRF asimétrica, y la función cuadrada auxiliar que permite definir la anchura efectiva, $\Delta\lambda = (\lambda_2 - \lambda_1)$ y la longitud central, λ_c (véase texto).

$$\lambda_c = \frac{\int \lambda \cdot SRF(\lambda) \cdot d\lambda}{\int SRF(\lambda) \cdot d\lambda} ; \int SRF(\lambda) \cdot d\lambda = R_n \cdot \Delta\lambda \quad [1]$$

De esta forma λ_c es el centroide de la función SRF. En concepto de centroide, que no es otra cosa que el concepto geométrico de centro de masas, pondera adecuadamente las funciones SRF asimétricas. Obsérvese que $SRF(\lambda_1)$ y $SRF(\lambda_2)$ no tienen el valor de 0,5, que es lo que habría sido propuesto mediante el método FWHM que, en el ejemplo de la Figura 2, habría supuesto un sesgo hacia la izda (menor λ_c).

La calidad espectral de los sensores también está limitada por factores ópticos derivados del sistema telescópico que realiza la convergencia de la radiancia sobre el plano focal. Para sensores de alta resolución espacial (en el entorno de 1 m) la longitud focal del telescopio excede las dimensiones del bus del satélite, por lo que el diseño involucra lentes y espejos que introducen algunas aberraciones y limitan la calidad espectral. Su discusión está fuera del alcance de este trabajo, pero se recomienda al lector el trabajo de Cawthorne, *et al.* (2008), autores que pertenecen a SSTL (Surrey Satellite Technology Limited) y que realizan una excelente revisión de los sistemas de telescopios en satélites de muy alta resolución espacial, explicando ventajas e inconvenientes, de cada diseño, relacionadas con la caracterización espectral y radiométrica. También se puede encontrar una discusión académica en Larson & Wertz (1999).

Caracterización radiométrica

Otro concepto que, frecuentemente, se maneja con imprecisión es la resolución radiométrica, debido a que en este campo confluyen factores informáticos, electrónicos y físicos. De forma grosera la resolución radiométrica es entendida como el número de bits que usa un sensor para cuantificar la medida física de la radiancia ($W/m^2/\mu m/sr$). Mucho más precisa es la caracterización radiométrica de un sensor a través de la temperatura/reflectancia diferencial equivalente en ruido $NE\Delta T/NE\Delta\rho$ (Noise Equivalent differential Temperature/Reflectance), en el espectro térmico/solar que significa el mínimo cambio en temperatura/reflectancia que puede ser detectado por el sensor. Esta definición física, sin embargo, exhibe una dependencia con la magnitud SNR (Signal to Noise Ratio), con el rango dinámico en que se establece la saturación y el número de bits de cuantificación de la señal. Con la idea de unificar los espectros térmico y solar, Joseph (2000) propone y usar la radiancia diferencial equivalente en ruido, $NE\Delta R$, a través de las unidades propias de la radiancia espectral.

Discusión y relación de magnitudes radiométricas

Es habitual encontrar la referencia del parámetro SNR en las características de los sensores por parte de los fabricantes, dado que es una figura de mérito; sin embargo se alcanzan valores elevados de SNR gracias a dispositivos externos como el TDI (Time Delay and Integration) que consiste en usar el movimiento de la imagen a lo largo de las filas que componen el *array* del plano focal para aumentar el tiempo de integración de la radiancia entrante. La ventaja del uso del TDI consiste en aumentar considerablemente el parámetro SNR y, consiguientemente, la resolución radiométrica; sin embargo es un elemento mecánico que puede producir alteración en los parámetros de apuntamiento (control de *attitude*). La forma más natural de aumentar la SNR, en satélites de alta resolución espacial consistiría en aumentar el intervalo de la función de respuesta espec-

tral, de forma que se aumentaría la radiancia recibida sin necesidad de aumentar el tiempo de integración. Esta es la razón de que la banda pancromática (PAN) proporciona mejor resolución espacial que las bandas multispectrales (XS); sin embargo esto conlleva la pérdida de la capacidad para discernir discontinuidades en la firma espectral de las cubiertas, como se explicaba en el apartado anterior. Por lo tanto, aquí el usuario de imágenes, tiene expuesto el argumento de discusión entre resolución espacial *versus* resolución espectral *versus* resolución radiométrica.

Resolución temporal

El concepto de resolución temporal suele ser el que presenta menor confusión de los cuatro aspectos tratados aquí; aunque debe matizarse ya que debería diferenciarse de forma precisa con el concepto de tiempo de revisita.

La resolución temporal o ciclo de repetición especifica el tiempo que tarda un sensor en volver a cubrir una localización determinada manteniendo la geometría de visión que establece el ancho de barrido (conocido en inglés como *swath*). En sensores antiguos el concepto era inequívoco y fijo pero cuando aparecieron satélites con la capacidad de programar el apuntamiento del sensor para realizar capturas solicitadas (p.e. SPOT) apareció el término de «tiempo de revisita». Los sensores con capacidad de apuntamiento aminoran el tiempo de retraso en disponer de una captura sobre cualquier lugar (pero sin mantener la geometría de visión), aunque el coste de la imagen es más elevado. Tal y como sugiere Joseph (2000) resolución temporal y tiempo de revisita son conceptos diferentes y, por lo tanto, no debieran ser usados como sinónimos puesto que las imágenes obtenidas mediante el ciclo natural de repetición conservan la misma geometría de visión, de forma que las variaciones radiométricas provocadas por la función BRDF (Bidirectional Reflectance Distribution Function) son mínimas, lo que no ocurre en imágenes obtenidas mediante orientación solicitada del sensor, en aquéllos casos en que se dispone de esta posibilidad. Esta precisión cobra mayor importancia cuanto más al-

ta sea la resolución espacial y sobre todo cuando las aplicaciones están fundamentadas en el estudio de series temporales, como los productos biofísicos derivados de los índices de vegetación. Latifovic *et al.* (2003) presentan una discusión acerca de los factores geométricos, y su incidencia, sobre la modelización de la función BRDF.

Por otra parte, aún en el caso de conocer un valor del ciclo de repetición, debiera aportarse dicho parámetro a diferentes valores de latitud o especificar el valor a latitud 0°, que representa el caso más desfavorable. Joseph (2000) propone los valores de latitud 0° y 40° como estándar representativo, para poder interpretar y comparar esta magnitud entre diferentes sensores.

Conclusión y síntesis

El aumento de sistemas de observación de la tierra y la amplia oferta en imágenes de sensores, sobre todo en alta resolución espacial, requiere comparar su calidad y justificar el coste de su adquisición. Como hemos visto los principales factores a tener en cuenta son los que se refieren a las caracterizaciones espacial, radiométrica y espectral; notar que la resolución temporal está establecida por las condiciones orbitales y condicionada a las necesidades de disponibilidad del usuario.

En cada aplicación deberá primar más una caracterización que otra. No obstante, si se busca un argumento global de comparación entre sensores, en Larson & Wertz (1999) se propone un índice relativo de calidad RQI (Relative Quality Index) que permite comparar un sensor con otro cuyas características sirven de referencia, a través de una fórmula de síntesis de magnitudes. Este índice se define como:

$$RQI = \frac{SNR}{SNR_{ref}} \frac{MTF}{MTF_{ref}} \frac{GSD_{ref}}{GSD} \quad [2]$$

siendo el valor MTF a la frecuencia de Nyquist y el subíndice «ref» indica el parámetro del sensor con el que se compara.

Referencias

- CAWTHORNE, A., PURLL, D., & EVES, S. (2008). Very high resolution imaging using small satellites, *6th Responsive Space Conference*, April 28-May, 1, 2008. Los Angeles, CA.
- CALLE, A., CASANOVA, J-L., & GONZÁLEZ-ALONSO, F. (2009). Impact of Point Spread Function of MSG-SEVIRI on active fire detection. *International Journal of Remote Sensing* 30 (17), 4567-4579
- CRACKNELL, A. P. (1998). Review article. Synergy in remote sensing: what's in a pixel? *International Journal of Remote Sensing* 19 (11): 2025-2047.
- HELDER, D., CHOI, J., & ANDERSON, C. (2006). On-orbit modulation transfer function (MTF) measurements for IKONOS and QuickBird. In *Proceedings of the JACIE 2006 Civil Commercial Imagery Evaluation Workshop*, 14-16 March, Laurel, MD, USA, sponsored by NASA/NGA/USGS (CD-ROM).
- HUANG, C., TOWNSHEND, J. R. G., LIANG, S., KALLURI, S. N. V., & DEFRIES, R. S., (2002). Impact of sensor's point spread function on land cover characterization: assessment and deconvolution. *Remote Sensing of Environment* 80: 203-212.
- JOSEPH, G. (2000). How well do we understand Earth observation electro-optical sensor parameters? *Remote Sensing of Environment* 55: 9-12.
- KAUFMAN, Y., & JUSTICE, C. (1998). MODIS Fire Products, Algorithm Theoretical Basis Document. MODIS Science Team. EOS ID#2741
- LARSON, W., & WERTZ, J. R. (eds.) (1999). Space Mission Analysis and Design. *3rd Ed. Space Technology Library* Published jointly by Microcosm Press and Kluwer Academic Publishers.
- LATIFOVIC, R., CIHLAR, J., & CHEN, J. (2003). A Comparison of BRDF Models for the Normalization of Satellite Optical Data to a Standard Sun-Target-Sensor Geometry. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 41 (8): 1889-1898.
- MARKHAM, B. L. (1985). The Landsat Sensors Spatial Responses. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, GE-23 (6): 864-875
- NASA SP 335 (1973). Advanced scanners and imaging systems for earth observation. *Working Group Report, NASA/GSFC*.
- PALMER, J. M. (1984). Effective Bandwidths for LANDSAT-4 and LANDSAT-D Multispectral Scanner and Thematic Mapper Subsystems. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* GE-22, 3: 336-338.

¿Quién es quién?

El grupo LEO (Laboratory for Earth Observation) de la Universitat de València

El grupo LEO (Laboratory for Earth Observation) se crea en 1998 en el seno de la Unidad de Teledetección de la Universidad de Valencia, que viene trabajando en el campo de la teledetección desde 1978, al abrir una nueva línea de investigación en torno a la explotación de datos hiperespectrales aerotransportados y la asistencia al diseño de nuevos sensores para futuras misiones espaciales. Desde entonces, el grupo LEO ha participado en numerosos proyectos nacionales e internacionales, en los que se ha destacado por su participación en el diseño de nuevas misiones espaciales de teledetección, en el procesado de nuevos tipos de datos, en particular datos ópticos multi-angulares y de alta resolución espectral. Ha innovado en las técnicas de pre-procesado de imagen, llegando a abordar toda la cadena de procesado desde la recepción de los datos del sensor, pasando por la caracterización y eliminación de ruidos y las correcciones atmosféricas y geométricas, para asegurar la mayor calidad posible en los productos derivados.

El grupo ha contribuido en distintos aspectos de la observación de la Tierra, incluyendo diseño de nuevos instrumentos, coordinación y planificación de campañas y dirección de proyectos de la ESA, la Unión Europea y programas nacionales, tales como ENAMORS, ERA-ORA, FLAUBERT, AIMWATER, DEMETER, DAISEX, SPARC, SIFLEX, SEN2FLEX, AGRISAR, DATASAT, CHRIS-BOX, CEFLES2, SEN3EXP entre otros. Un aspecto relevante ha sido la calibración y validación de sensores en satélites como MERIS y AATSR en ENVISAT, CHRIS/PROBA, etc. Es de destacar que el grupo ha coordinado importantes campañas de campo de la ESA de las que se han obtenido valiosos datos para la in-

vestigación en teledetección. La calidad del grupo se demuestra también en las publicaciones científicas y las numerosas contribuciones en conferencias internacionales, revistas, workshops y simposios. José Moreno, coordinador del grupo LEO participa en diversos comités científicos (ESA Earth Sciences Advisory Committee ESAC, SPECTRA MAG, FLEX MAG, INGENIO MAG, Space Station Users Panel, NASA/HyspIRI Science Team, ISSI), editor asociado de IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, así como participante en comités científicos de congresos internacionales, grupos de expertos y paneles de evaluación (ESA, EU, EUMETSAT, NASA).

Entre los equipamientos de los que dispone el grupo se encuentran varios espectroradiómetros de campo/laboratorio, con accesorios y complementos para su calibración, así como equipos de medidas de campo para validación de datos de satélites (medidores de LAI y clorofila, medidores de rugosidad de superficie, medidores laser e imágenes estereoscópicas para estructura de la vegetación, GPS), así como completo equipo de software para procesado de datos de teledetección, y un notable archivo de imágenes de satélite y de imágenes de sensores aerotransportados y base de datos de campañas aerotransportadas (1997-2012).

En la actualidad, además del profesor José Moreno, forman parte del grupo LEO Luis Alonso (Técnico de Apoyo a la Investigación), Jesús Delegido (Profesor Titular), Jochem Verrelst (Beca Marie Curie), Juan Pablo Rivera (Beca Investigación), Jorge Vicent (Técnico Superior de Investigación), Neus Sabater (Técnico Investigación), Juan Carlos Fortea (Profesor Asociado), Ramón Peña (Investigador Externo) y Violeta Ortiz (Beca de Colabora-

ción). También forman parte del grupo LEO, aunque se encuentran en la actualidad realizando estancias en el extranjero, María Pilar Cendrero y Sergi Pons. Han formado parte del grupo LEO en el pasado Soledad Gandía, Luis Guanter, José Carlos García, Carlos Cuñat, Jose María Martí, Gloria Fernández, M.^a del Carmen González, Luis Molina, Carlos Julio Contreras, Carlos Mauricio Meza y Jennyfer Acosta, entre otros.

El grupo ha recibido como visitantes invitados, que han realizado estancias de varios meses en el grupo, a John Miller (Canadá), Susan Moran (USA), Ismael Moya (Francia), y el grupo mantiene estrechos contactos, a menudo mediante contratos, con varios organismos nacionales (INTA, CIEMAT, INM, CSIC/CIDE, IGN, ICV), con los principales laboratorios europeos de teledetección (ESA/ESTEC, ESA/ESRIN, DLR, GFZ, CNR, CNES, INRA, RSL, ITC, FMI, Univ. de Toulouse, Univ. de Nápoles, Univ. de Wageningen, Univ. de Reading), así como importantes relaciones con algunos laboratorios en Estados Unidos y Cana-

dá, destacando el NASA/Jet Propulsion Laboratory, el NASA/Goddard Space Flight Center, la Universidad de California en Davis, la Universidad de York en Canadá, la Universidad de Arizona en Tucson, entre otras.

Las principales líneas de investigación del grupo son:

- Modelización teórica de procesos de transferencia radiativa en medios naturales, con énfasis en sistemas de alta resolución espectral en el espectro solar.

- Incorporación de productos de teledetección en modelos físicos de procesos: inversión de modelos y asimilación de datos.

- Desarrollo de métodos de procesamiento de imágenes (calibración radiométrica, corrección atmosférica, correcciones geométricas relacionadas con sistemas multiangulares, eliminación de ruidos).

- Desarrollo de nuevos instrumentos y técnicas relacionados con la detección de la fluorescencia de la vegetación, utilizando medidas radiométricas con muy alta resolución espectral.



Grupo LEO, Paterna, diciembre de 2011. De izquierda a derecha: Jesús Delegido, Violeta Ortiz, José Moreno, Jochem Verrelst, Ramón Peña, Jorge Vicent, Luis Alonso, Juan Carlos Fortea y Juan Pablo Rivera.

— Seguimiento y modelización de la vegetación, determinación de parámetros biofísicos, calidad de aguas, ciclo hidrológico, flujos de CO₂ y balances de energía utilizando datos de teledetección.

— Definición de requerimientos, desarrollo de algoritmos de procesado y simulación de datos para futuros sensores y misiones (FLEX, Sentinel-2/3, SEOSAT/INGENIO, SPEC-TRA/LSPIM, HypIRI).

— Campañas de campo para la calibración y validación de datos de satélite (ENVISAT, MSG, PROBA) y sensores aerotransportados (AVIRIS, AHS, CASI, HYMAP, ROSIS, HYPER, HyPlant, etc.).

— Desarrollo de cadenas operativas de procesado de datos (ENVISAT, CHRIS/PROBA, etc.).

— Desarrollo de simuladores (End-to-End Simulators) para futuras misiones espaciales.

Actualmente, el grupo LEO se integra en el Laboratorio de Procesamiento de Imágenes

(LPI) del Parque Científico de la Universitat de València junto a otros tres grupos de investigación: la Unidad de Cambio Global (UCG), el Grupo de Procesado Digital de Señales (GPDS) y el Grupo de Astronomía y Ciencias del Espacio (GADE), con lo que se han ampliado sustancialmente las instalaciones así como la capacidad investigadora del grupo. Además, el grupo viene colaborando de forma habitual con distintos grupos de investigación de reconocido prestigio, tanto españoles como extranjeros, y participando en proyectos conjuntos, sobre todo para ESA y EU-FP7.

La principal área de investigación en los últimos años y en el futuro es la medida de la fluorescencia inducida por la radiación solar en la vegetación y fruto de ello, el director del grupo, José Moreno, lidera la misión candidata FLEX (FLuorescence EXplorer) del programa Earth Explorer de la ESA, que en estos momentos se encuentra en Fase A/B1.

Tesis doctoral

Patrones de biomasa de *Spartina* spp. en dos marismas costeras en la provincia de Buenos Aires

Autor: Gabriela González Trilla

Directores: Patricia Kandus y Jorge Marcovecchio

Lugar: Universidad de Buenos Aires, Argentina

Fecha: Octubre de 2010

Calificación: Sobresaliente 10

Las marismas son un tipo de ambiente costero que ocupa la faja intermareal en latitudes medias y altas del mundo. Se caracterizan por la alta dominancia de pocos géneros. En particular, *Spartina* sp. está presente en las marismas del norte de Europa, este de Norte América, este de Asia, Australia y Sudamérica. En la porción norte de la costa Argentina particularmente dos especies: *S. densiflora* y *S. alterniflora* dominan el paisaje de importantes sectores costeros. Las praderas de *Spartina*, revisten singular interés desde el punto de vista ecológico. Estos ambientes presentan una alta productividad primaria y constituyen un eslabón clave en las cadenas tróficas. Además, son importantes ambientes de alimentación, reproducción, refugio y cría para diferentes especies de vertebrados acuáticos y terrestres y de aves migratorias.

La evaluación de la biomasa y la productividad primaria neta de estos ambientes constituye una herramienta importante a la hora de evaluar el estado de conservación de estos sistemas y los procesos de cambio ambiental. Surge como interés contar con herramientas que permitan pasar de una evaluación local de estos parámetros a un análisis planteado en una escala de paisaje. En este sentido, los datos satelitales abren una nueva perspectiva ya que permiten incorporar la dimensión espacial al análisis. La calibración de mediciones locales de productividad con datos relevados por satélites abre una nueva perspectiva. Este tipo de análisis se basa en la capacidad de relacionar los datos de re-

flectancia espectral de las imágenes satelitales y las características de los objetos y procesos que se pretenden estudiar, para lo cual es necesario contar con datos de campo consistentes y modelos conceptuales precisos de los fenómenos que se desean analizar.

El presente trabajo de tesis pretende generar información acerca de los patrones de biomasa en dos humedales costeros bonaerenses y establecer vínculos sólidos entre el estudio de parámetros indicadores de la dinámica de esos ecosistemas y datos satelitales. El objetivo entonces es evaluar la dinámica temporal de la biomasa de *Spartina* sp. en marismas costeras de la laguna de Mar Chiquita y el estuario de Bahía Blanca por medio de métodos no destructivos aplicados a parcelas permanentes y analizar la influencia de esta dinámica y su relación con propiedades estructurales que afectan la señal registrada por sistemas de monitoreo remoto ópticos a campo y satelitales.

El enfoque usado involucra dos escalas diferentes, y considera tanto la respuesta local de los patrones de biomasa, como la expresión espacial en una escala de paisaje. Por otro lado, también se pretende determinar la variabilidad espacial en la biomasa y su relación tanto con propiedades estructurales como con datos espectrales.

Los objetivos particulares son:

— Caracterizar el ciclo anual de estas comunidades y obtener medidas locales precisas de biomasa y productividad primaria neta de

Spartina densiflora en marismas de Mar Chiquita y *S. alterniflora* en Bahía Blanca.

— Realizar una caracterización espectral a campo de las comunidades de *Spartina* spp. y relacionar los patrones espectrales con propiedades estructurales poniendo especial énfasis en la biomasa en pie.

— Calibrar las mediciones locales de campo con los valores de reflectancia espectral simulando datos satelitales y con índices sintéticos derivados de los mismos (índices verdes) y contrastar los resultados con observaciones satelitales.

La presente tesis se estructura de la siguiente manera:

— En el capítulo I se hace una caracterización de las marismas y se presentan las características generales de los sitios de estudio: el estuario de Bahía Blanca y la laguna costera Mar Chiquita.

— En el capítulo II se desarrollan los modelos alométricos que sirven de base para la medición de biomasa.

— En el capítulo III se presentan los resultados obtenidos en la determinación de bio-

masa y productividad a campo en una marisma dominada por *Spartina densiflora* en Mar Chiquita y en una marisma dominada por *Spartina alterniflora* en Bahía Blanca.

— En el capítulo IV se presentan los resultados de la caracterización espectral de las variables estructurales de *Spartina alterniflora* en Bahía Blanca y para *Spartina densiflora* en Mar Chiquita, haciendo hincapié en la biomasa, mediante la utilización de un radiómetro de campo. Finalmente se seleccionan los índices sintéticos potencialmente útiles para el monitoreo de la biomasa de esta especie usando sensores remotos.

— En el capítulo V se presenta la aplicación de los modelos de biomasa e índice de área foliar generados en el capítulo IV a una serie de tiempo de datos Landsat TM y su ajuste a los datos de campo generados en los capítulos III y IV.

— Por último, en el capítulo VI se presentan conclusiones generales y consideraciones finales tomando el trabajo en su conjunto y sintetizando sus aportes tanto a la ecología de humedales como a la teledetección.

Tesis doctoral

DetECCIÓN AUTOMÁTICA DE EDIFICIOS Y CLASIFICACIÓN DE USOS DEL SUELO EN ENTORNOS URBANOS CON IMÁGENES DE ALTA RESOLUCIÓN Y DATOS LiDAR

Autor: Txomin Hermosilla Gómez

Director: Luis Ángel Ruiz Fernández (Universitat Politècnica de Valencia)

Lugar: Departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría de la Universitat Politècnica de Valencia

Fecha: Julio de 2011

Calificación: Sobresaliente *Cum Laude*

Las áreas urbanas son entornos importantes que agrupan a la mitad de la población mundial. Debido al poder de atracción de las ciudades, éstas constituyen zonas dinámicas y cambiantes en constante crecimiento. La urbanización descontrolada acarrea muchos problemas de índole medioambiental, poniendo en peligro, y en ocasiones invadiendo, los espacios naturales circundantes a la ciudad. Se trata, pues, de una de las causas principales en el cambio tanto de los usos como de las coberturas en un territorio. Como solución a los problemas derivados de la urbanización, se hace cada vez más necesario implementar tecnologías que permitan visualizar los posibles efectos coaligados a las diferentes problemáticas para adoptar acciones en el menor tiempo posible. Esto implica un conocimiento preciso del escenario urbano actual que posibilite el desarrollo de un planeamiento urbano y territorial más eficiente. Debido a su gran dinamismo, la información relativa a las áreas urbanas queda desfasada rápidamente. Por ello, la disponibilidad de información cartográfica detallada y actualizada de estas zonas adquiere una gran relevancia. Tradicionalmente esta información se ha realizado mediante revisiones de campo y técnicas clásicas de fotointerpretación sobre imágenes aéreas, siendo estas metodologías lentas, caras y subjetivas. La utilización de téc-

nicas de procesado digital de imágenes permite reducir el volumen de información a interpretar de forma manual y se adapta a los ritmos y necesidades de la sociedad actual, que requiere continuamente datos precisos que reflejen fielmente la realidad del territorio.

El objetivo de esta Tesis es establecer una metodología fiable de detección automática de edificaciones para la clasificación automática de los usos del suelo en entornos urbanos utilizando imágenes aéreas de alta resolución y datos LiDAR. Estos datos se corresponden con la información adquirida en el marco del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), y se encuentran a disposición de las administraciones públicas españolas.

Para realizar la localización de edificaciones se adaptan y analizan dos técnicas empleando imágenes aéreas de alta resolución y datos LiDAR: la primera se basa en el establecimiento de valores umbral en altura y vegetación, y la segunda utiliza una aproximación mediante la clasificación orientada a objetos. Se analiza, además, el efecto de la inclusión de las sombras en el proceso de detección y localización de edificaciones. El rendimiento y la fiabilidad de estas metodologías se evalúa estadísticamente utilizando dos enfoques distintos: por un lado, se evalúa la calidad en la detección de las zonas que contienen edificaciones (eva-

luación por área o por píxel) y, por el otro, se comprueba la eficacia en la identificación de las edificaciones como unidades independientes (evaluación por objeto).

La clasificación de los entornos urbanos se ha realizado empleando un enfoque orientado a objetos, definidos a partir de los límites cartográficos de las parcelas catastrales. La descripción cualitativa de los objetos para su posterior clasificación se realiza mediante un conjunto de características descriptivas especialmente diseñadas para la caracterización de entornos urbanos. Las características descriptivas propuestas tratan de emular la cognición humana y cuantificar numéricamente las propiedades particulares para la discriminación de los diferentes elementos de la imagen. La información que proporcionan estas características se refiere a la respuesta espectral de cada objeto o parcela, la textura, la altura y sus características geométricas y de forma. Además, se describe el contexto de cada objeto considerando dos niveles: interno y externo. En el nivel interno se extraen características referentes a las coberturas de edificaciones y vegetación contenidas en una parcela. En el nivel externo se calculan características globales de la manzana urbana en la que una parcela está enmarcada. Se analiza la contribución específica de las características descriptivas en la descripción, así como su aporte en la clasificación de los usos del suelo.

La detección automática de edificaciones empleando técnicas basadas en establecimiento de umbrales proporciona resultados más precisos tanto en la delineación como en la localización de los edificios. La precisión de los resultados es en gran medida dependiente de la tipología de edificación, de modo que las zonas urbanas e industriales muestran indicadores de calidad más favorables que las zonas periurbanas. La utilización de las sombras en el proceso de detección de las edificaciones tie-

ne una elevada influencia en los valores de evaluación a nivel de objetos, permitiendo eliminar pequeños objetos detectados erróneamente y que actúan como ruido distorsionando los indicadores de calidad.

Las características descriptivas del contexto de un objeto presentan una alta complementariedad y producen un efecto sinérgico con las características calculadas a nivel del propio objeto en la descripción conjunta de los entornos urbanos, incrementando notablemente la fiabilidad de la clasificación y permitiendo alcanzar valores de fiabilidad global elevados. Es especialmente relevante el aporte que realizan las características referentes a las edificaciones, tanto a nivel del contexto interno como del externo. Las características del contexto permiten una mejor discriminación de las distintas tipologías de construcciones periurbanas, y de las áreas urbanas históricas frente a las de ensanche, así como de las zonas de ensanche frente a las construcciones más recientes de tipo aislado.

Las metodologías automáticas presentadas están especialmente indicadas para el cálculo de parámetros útiles para la construcción/actualización de bases de datos de ocupación del territorio, puesto que ofrecen resultados muy superiores a los obtenidos empleando metodologías basadas en métodos de percepción visual. Así, empleando técnicas de detección automática de edificaciones, se obtienen unos resultados de gran calidad en la estimación del porcentaje de superficie edificada de forma objetiva e independiente de operadores humanos. La combinación de la detección de edificaciones y clasificación automática de los usos del suelo permite distinguir y describir de manera más exhaustiva las diferentes tipologías urbanas del territorio, aportando mayor exactitud e información que las técnicas clásicas basadas en la estimación e interpretación visual.

Tesis doctoral

Metodología basada en teledetección, SIG y geoestadística para cartografía y análisis de cambios en las cubiertas del suelo de la provincia de Granada

Autor: V. F. Rodríguez Galiano (vrgaliano@ugr.es)

Directores: Mario Chica Olmo y Juan Pedro Rigol Sánchez

Lugar: Departamento de Geodinámica. Universidad de Granada

Fecha: Septiembre de 2011

Calificación: Sobresaliente *Cum Laude*

En esta tesis se ha elaborado una metodología integrada para la cartografía y análisis de cambios de las cubiertas del suelo de áreas complejas y heterogéneas, a partir de datos multiespectrales de Landsat-5 TM y de nuevas variables auxiliares. El área de estudio seleccionada para esta investigación es la provincia de Granada, aunque las metodologías propuestas tienen carácter general y pueden ser aplicadas a otras áreas de características similares.

La cartografía de las cubiertas del suelo de la Provincia de Granada es compleja, ya que está compuesta por cubiertas del suelo que son difíciles de diferenciar, debido a una separabilidad inter-clase baja y una alta variabilidad intra-clase. Ello es consecuencia de cambios abruptos en gradientes medioambientales como la humedad, la elevación o la temperatura y por alteraciones originadas por procesos ambientales o antrópicos. Las cubiertas mediterráneas tienen, en general, un comportamiento espectral parecido, a lo que hay que sumar una estructura espacial del paisaje compleja, que presenta una gran variabilidad de patrones espaciales, altamente fragmentados. La escasez de recursos hídricos hace abundante la presencia de suelos desnudos, normalmente calcáreos de tonos muy claros, con una alta reflectividad que puede enmascarar la componente reflejada por la vegetación y hacerla imperceptible e indiferenciable de otras cubier-

tas de alta reflectividad como las áreas urbanas. Por tanto, la exactitud cartográfica con la que las áreas urbanas, suelos y cubiertas de vegetación no densa (ej. olivares), pueden ser espectralmente separadas es baja.

Para incrementar la separabilidad entre clases espectralmente similares se podrían adoptar diferentes aproximaciones. Por un lado, es posible añadir información sobre el estado fenológico de las cubiertas vegetales, por medio de la incorporación de imágenes multi-estacionales. También se pueden incluir variables auxiliares que describan gradientes ambientales que mejoren la caracterización de las cubiertas: temperatura, modelos digitales del terreno, humedad... La caracterización de la variabilidad espacial en estas imágenes, a través de medidas texturales, proporciona información importante sobre la disposición de los objetos y sus relaciones espaciales dentro de la imagen. En definitiva, para la clasificación de las cubiertas y usos del suelo, además de las variables espectrales, se pueden utilizar un gran número de variables auxiliares. Además de la elección de los datos, es fundamental para la cartografía de áreas complejas la utilización de una metodología de clasificación adecuada. La cartografía de este tipo de áreas requiere de metodologías que sean exactas y a su vez operativas, interpretables, transparentes y con alto grado de automatización.

En este contexto teórico-aplicado se enmarca esta tesis, cuyo objetivo final es avanzar en el desarrollo de una metodología precisa y operativa para la cartografía de las cubiertas de la provincia de Granada, mediante la aplicación de técnicas de Teledetección, Inteligencia Artificial y Geostatística. Para ello, se definieron a su vez una serie de objetivos parciales, entre los que destaca la evaluación de diferentes algoritmos de clasificación basados en aprendizaje de máquinas, la incorporación de nuevas variables ambientales auxiliares en la clasificación y la integración de la variabilidad espacial de las imágenes de satélite en dicho proceso.

Las metodologías de Inteligencia Artificial (aprendizaje de máquinas) evaluadas fueron: clasificadores basados en árboles de decisión simples o en conjuntos de árboles de clasificación como Random Forest, Redes Neuronales Artificiales y Máquinas de Vectores soporte (Rodríguez-Galiano y Chica-Rivas, 2012). Los resultados de este estudio muestran que los algoritmos de aprendizaje de máquinas presentan diferentes niveles de complejidad. El entrenamiento de los algoritmos basados en árboles de clasificación es sencillo, mientras que las redes neuronales y las máquinas de vectores soporte son más complejas y sensibles a pequeñas variaciones en su parametrización, lo cual se tradujo en un mayor coste computacional. Desde el punto de vista de la exactitud de la cartografía generada mediante la aplicación de estas metodologías, Random Forest y las máquinas de vectores soporte de kernel radial, dieron lugar a la cartografía más exacta. Estos dos últimos clasificadores fueron también menos sensibles al ruido y a la reducción de los datos de entrenamiento, por lo que pueden ser usados en casos en los que la calidad de los datos de calibración sea deficiente o dudosa (Rodríguez-Galiano *et al.*, 2012c).

De forma complementaria a la elección de una metodología de clasificación óptima, la consideración de variables auxiliares en el proceso de clasificación incrementó la capacidad de los clasificadores para la discriminación de las cubiertas del suelo. Así, la adición, a las imágenes Landsat de verano, de variables espectrales de primavera a mejoró considerablemente la caracterización de las cubiertas vegetales. También, mejoró la diferenciación

entre las áreas urbanas y los suelos, puesto que pese a que ambos tienen valores de reflectividad similares en verano, en primavera los suelos presentan coberturas de vegetación que los hacen diferentes espectralmente. Del mismo modo, fue utilizada la dependencia existente entre las cubiertas del suelo y las características del terreno. En particular, la utilización conjunta de imágenes de teledetección y de modelos digitales del terreno ha supuesto uno de los aspectos más relevantes de esta investigación. Sin embargo, la disponibilidad de modelos digitales del terreno en determinadas áreas es limitada, por lo que puede ser necesaria la inclusión de otras variables relacionadas con gradientes medioambientales, como la temperatura, que condicionen la distribución de las categorías del suelo.

Algunos sensores de teledetección, como el TM o el ETM+ de Landsat, incluyen canales en el infrarrojo térmico, a partir de los cuales es posible obtener medidas de la temperatura de la superficie terrestre. La información térmica de estos sensores ha sido menos usada en cartografía, ya que su resolución espacial es más grosera que la del resto de canales. Sin embargo, es posible realzar su resolución espacial mediante la aplicación de métodos de fusión de imagen. En este sentido, se han evaluado metodologías de bases conceptuales diferentes: métodos *wavelet*, un método Bayesiano, y otro geoestadístico basado en cokriging (Pardo-Iguzquiza *et al.*, 2011; Rodríguez-Galiano *et al.*, 2012d). La aplicación del método geoestadístico y el Bayesiano dio lugar a imágenes de mayor resolución espacial con mayor calidad. En concreto, el método geoestadístico consiguió las imágenes más coherentes, es decir si estas imágenes son remuestreadas a su resolución original se obtienen imágenes idénticas a las de partida (Rodríguez-Galiano *et al.*, 2011).

Como solución alternativa a la utilización de gradientes medioambientales como datos de entrada de los modelos de clasificación, se han estudiado diferentes medidas texturales aplicadas a las bandas de las imágenes de satélite. Para ello se han aplicado diversas funciones basadas en las matrices de co-ocurrencia (GLCM) y otras de naturaleza geoestadística, basadas en el variograma. La inclusión de las variables geoestadísticas en los modelos de cla-

sificación incrementó significativamente la exactitud de los modelos entrenados únicamente a partir de datos espectrales (Rodríguez-Galiano et al., 2012a).

En resumen, en este trabajo se han mostrado diferentes aproximaciones posibles para la generación de nueva información susceptible de ser incluida en modelos de clasificación de las cubiertas del suelo para mejorar su exactitud cartográfica. Estas nuevas variables contemplan desde la inclusión de variables auxiliares independientes a la teledetección, como los modelos digitales del terreno, a otras variables obtenidas a partir de las imágenes de teledetección (temperatura de superficie y variables texturales), y que por tanto pueden ser aplicadas en la clasificación de cualquier zona para la que haya disponibilidad de imágenes de satélite. Los resultados obtenidos en este estudio muestran que es posible obtener el mismo nivel de exactitud cartográfica a partir del uso combinado de imágenes de satélite con modelos digitales del terreno o con medidas texturales. Sin embargo, la inclusión de la temperatura de superficie tuvo un efecto más moderado, y solo mejoró la cartografía de algunas cubiertas del suelo (Rodríguez-Galiano et al., 2012b). Por tanto, la elección de las variables auxiliares dependerá de la disponibilidad de la información, en el caso de los modelos digitales del terreno, y las necesidades de la aplicación.

Por último, las variables generadas en este trabajo, se integraron en el proceso de obtención de la cartografía de las cubiertas del suelo de la provincia de Granada en 1998 y 2004. Se ha desarrollado una metodología de análisis de cambios post-clasificación, que ha permitido identificar, localizar y cuantificar los diferentes patrones de cambio existentes en las cubiertas del suelo del área de estudio con una exactitud global del 86%. El nivel de exactitud alcanzado fue muy satisfactorio, dado el alto número de categorías contempladas y la complejidad del área de estudio. La extensión ocupada por quercíneas, áreas urbanas, pastizales, invernaderos y matorral se incrementó un 76%, 32%, 30%, 19% y 13%, mientras que chopos, cultivos tropicales, cultivos herbáceos en secano, olivares, suelos desnudos y coníferas decrecieron un 24%, 23%, 16%, 11%, 8% y 6%,

respecto a su superficie original. Los resultados de este estudio demuestran el potencial del uso integrado de los datos de teledetección y de las técnicas basadas en SIG, inteligencia artificial y geoestadística, para cartografiar de forma económica y operativa las transiciones producidas en el tiempo entre las cubiertas del suelo.

Referencias

- PARDO-IGUZQUIZA, E., RODRÍGUEZ-GALIANO, V. F., CHICA-OLMO, M., & ATKINSON, P. M. 2011. Image fusion by spatially adaptive filtering using downscaling cokriging. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, Vol. 66 (3): 337-346.
- RODRÍGUEZ-GALIANO, V., PARDO-IGUZQUIZA, E., SANCHEZ-CASTILLO, M., CHICA-OLMO, M., & CHICA-RIVAS, M. 2011. Downscaling Landsat 7 ETM+ thermal imagery using land surface temperature and NDVI images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Vol. 18: 515-527.
- RODRÍGUEZ-GALIANO, V. F., CHICA-OLMO, M., ABARCA-HERNÁNDEZ, F., ATKINSON, P. M., & JEGANATHAN, C. 2012a. Random Forest classification of Mediterranean land cover using multi-seasonal imagery and multi-seasonal texture. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 121: 93-107.
- RODRÍGUEZ-GALIANO, V. F., & CHICA-RIVAS, M. 2012. Evaluation of different machine learning methods for land cover mapping of a Mediterranean area using multi-seasonal Landsat images and Digital Terrain Models. *International Journal of Digital Earth* (en prensa).
- RODRÍGUEZ-GALIANO, V. F., GHIMIRE, B., PARDO-IGUZQUIZA, E., CHICA-OLMO, M., & CONGALTON, R. G. 2012b. Incorporating the downscaled Landsat TM thermal band in land-cover classification using random forest. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 78 (2): 129-137.
- RODRÍGUEZ-GALIANO, V. F., GHIMIRE, B., ROGAN, J., CHICA-OLMO, M., & RIGOL-SÁNCHEZ, J. P. 2012c. An assessment of the effectiveness of a Random Forest Classifier for land-cover classification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* Vol. 67: 93-104.
- RODRÍGUEZ-GALIANO, V.F., PARDO-IGUZQUIZA, E., CHICA-OLMO, M., MATEOS, J., RIGOL-SÁNCHEZ, J.P., & VEGA, M., 2012d. A comparative assessment of six different techniques for image fusion. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 33 (20): 6574-6599.

Tesis doctoral

Sinergia entre datos ópticos y de microondas pasivas para el estudio de variables biofísicas sobre coberturas naturales

Autor: Cristian Mattar

Directores: J. A. Sobrino y J. C. Jiménez-Muñoz

Lugar: Unidad de Cambio Global. Laboratorio de Procesamiento de Imágenes. Parc-Científic. Universitat de València

Fecha: Diciembre de 2011

Calificación: Excelente *Cum Laude*

El uso de datos de observación de la tierra provenientes de sensores remotos ha tenido innumerables aplicaciones en diferentes áreas científicas, ya sean estas sociales, industriales o comerciales. La importancia que presenta este tipo de datos ha generado un significativo avance a la humanidad debido al rol fundamental que juega esta información en la toma de decisiones. Con el tiempo, esta información remota no solo se ha perfeccionando sino que además, ha profundizado el grado de obtención de información para ser utilizada en una variada gama de aplicaciones, como por ejemplo, en el análisis de los fenómenos meteorológicos en tiempo real.

En la actualidad, el análisis y predicción de los fenómenos meteorológicos ha cobrado una significativa importancia. En este contexto, el mundo científico ha desarrollado novedosas tecnologías satelitales con el fin de estudiar los fenómenos meteorológicos en tiempo real y las posibles consecuencias que estos podrían generar en la humanidad. Una de estas tecnologías se ha conceptualizado en la misión espacial *Soil Moisture and Ocean Salinity* (SMOS), la cual presenta una interesante instancia para obtener la humedad del suelo y la salinidad del mar a escala global. El satélite SMOS permite la estimación de la humedad de la superficie utilizando información espectral de las micro-

ondas pasivas (banda L-1,4 GHz), generando imágenes a una resolución espacial mejor a 40 km y una resolución temporal de 2 a 3 días. La misión SMOS fue lanzada en Noviembre del año 2009 y en la actualidad, la información relacionada con la humedad del suelo entregada por este sensor, puede tener un sin número de aplicaciones. Sin embargo, las posibles interacciones que se puedan generar entre la información entregada por SMOS con información proveniente de otros sensores es una tarea pendiente.

El objetivo fundamental de esta tesis doctoral tiene relación con la generación de algoritmos sinérgicos que permitan una mejor estimación de la humedad del suelo incorporando diferentes fuentes de información espectral. En base a esto, se generaron dos algoritmos sinérgicos, basado en la interacción empírica entre datos visibles e infrarrojos térmicos y otro algoritmo semi-empírico desarrollado a partir de datos óptico- microondas pasivas. Lo anterior se fundamenta en el principio de sinergia en que la suma de diferentes fuentes de información espectral pueden contribuir a disminuir el error en la estimación de la humedad del suelo.

El algoritmo empírico fue desarrollado en base a la relación intrínseca temperatura de la superficie-índice de vegetación. Esta relación empírica fue modificada al incluir un variable capaz

de caracterizar de mejor manera la superficie como el caso de la emisividad. Esto se llevó a cabo utilizando datos in-situ y provenientes de sensores aerotransportados, generando mapas de humedad del suelo con una alta resolución espacial y errores de estimación concordantes con las medidas realizadas. Este algoritmo fue desarrollado y validado utilizando la datos provenientes de la campaña de medida SENTinel-3 EXPperiment (SEN3EXP), realizado en el área de calibración de Barrax, España.

El otro algoritmo desarrollado fue uno de los temas centrales de esta tesis doctoral, ya que tiene relación con el desarrollo de un algoritmo semi-empírico que permite la estimación de la humedad del suelo, incluyendo información proveniente de las microondas pasivas e información óptica. Esta última se ve reflejada en la estimación de la influencia de la vegetación a través de la parametrización del espesor óptico de esta en función del *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) y del *Leaf Area Index* (LAI). El desarrollo de este algoritmo semi-empírico no solo permite realizar la estimación de la humedad del suelo de manera más precisa, sino que además, permite estimar la humedad del suelo sobre superficies desprovistas de vegetación como los suelos desnudos o superficies con un alto espesor óptico como los cultivos. Para este algoritmo, se utilizaron datos recopilados en el sitio de experimentación de SMOSREX, localizado al sur de Toulouse, Francia.

Finalmente, esta tesis establece las aplicaciones de los métodos sinérgicos desarrollados. Esta sinergia se entiende como la acción conjunta correspondiente a la suma de dos causas que generarán un efecto mayor a la suma proporcional de estas. Los resultados de esta tesis doctoral se encuentran focalizados para analizar las bondades de cada uno de estos algoritmos, uno empírico y otro semi-empírico, los cuales constituyen un aporte significativo para la estimación de la humedad del suelo. El método empírico incorpora la emisividad de la superficie lo cual permite una mejor estimación de la humedad del suelo. Este algoritmo profundiza la relación empírica de variables como el NDVI, la temperatura de la superficie y la emisividad, lo cual presenta un resultado novedoso al compilar estas variables en la estimación de la humedad del suelo. Por otra parte, el método semi-empírico se desarrolló en base a una parametrización simple en función de variables ópticas y de microondas pasivas para estimar la humedad del suelo. Esta combinación de información óptica a través de índices de vegetación con la temperatura de brillo obtenida a través de sensores de microondas pasivos, permitió generar un resultado mejor que con la sola información procedente del rango de las microondas pasivas. Esto se evidenció al utilizar indicadores de vegetación como el LAI y el NDVI, los cuales presenta mejoras sustanciales en relación a la no utilización de estos parámetros.

Revista de Teledetección

REVISTA DE LA ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN

Nº 37

JUNIO 2012

ARTÍCULOS CIENTÍFICOS

Determinación del nivel freático del agua subterránea de una isla mediante imágenes del altímetro ASTER.

E. Caselles, C. Pitarch y V. Caselles

Comparación entre focos de calor MODIS y perímetros de área quemada en incendios mediterráneos.

E. Chuvieco, Y. Cifuentes, S. Hantson, A. Agustín López, R. Ramo y J. Torres

Estimation of chlorophyll «A» on the Mediterranean coast using a QuickBird image.

M. T. Sebastiá, J. Estornell, M. Rodilla, J. Martíl y S. Falco

Cambios en el IVN y su relación con disturbios antrópicos en la vegetación serrana de Córdoba, Argentina.

A. A. Brun, O. R. Campanella, A. J. Oggero y S. A. Suárez

Estimación del nivel freático a partir del NDVI Landsat en La Pampa del Tamarugal (Chile).

M. Ortiz, L. Morales, P. Silva y E. Acevedo

Servicio interoperable (WPS) de procesamiento de imágenes Landsat.

L. Pesquer, J. Masó, G. Moré, X. Pons, J. Peces y E. Doménech

Procedimiento simplificado para la caracterización de la textura del cultivo del frutal a nivel de parcela mediante los parámetros de Haralick.

R. Ciriza, M. González-Audicana y L. Albizua

Corrección radiométrica automática de imágenes Landsat TM mediante áreas pseudoinvariantes y modelización MODTRAN.

G. Moré, X. Pons, J. Cristóbal, L. Pesquer y O. Gonzalez

CASO PRÁCTICO

Revisando el concepto de resolución en teledetección.

A. Calle y P. Salvador

¿QUIÉN ES QUIÉN?: El grupo LEO (Laboratory for Earth Observation) de la Universitat de València

TESIS DOCTORAL: Patrones de biomasa de *Spartina* spp. en dos marismas costeras en la provincia de Buenos Aires

TESIS DOCTORAL: Detección automática de edificios y clasificación de usos del suelo en entornos urbanos con imágenes de alta resolución y datos LiDAR

TESIS DOCTORAL: Metodología basada en teledetección, SIG y geoestadística para cartografía y análisis de cambios en las cubiertas del suelo de la provincia de Granada

TESIS DOCTORAL: Sinergia entre datos ópticos y de microondas pasivas para el estudio de variables biofísicas sobre coberturas naturales