



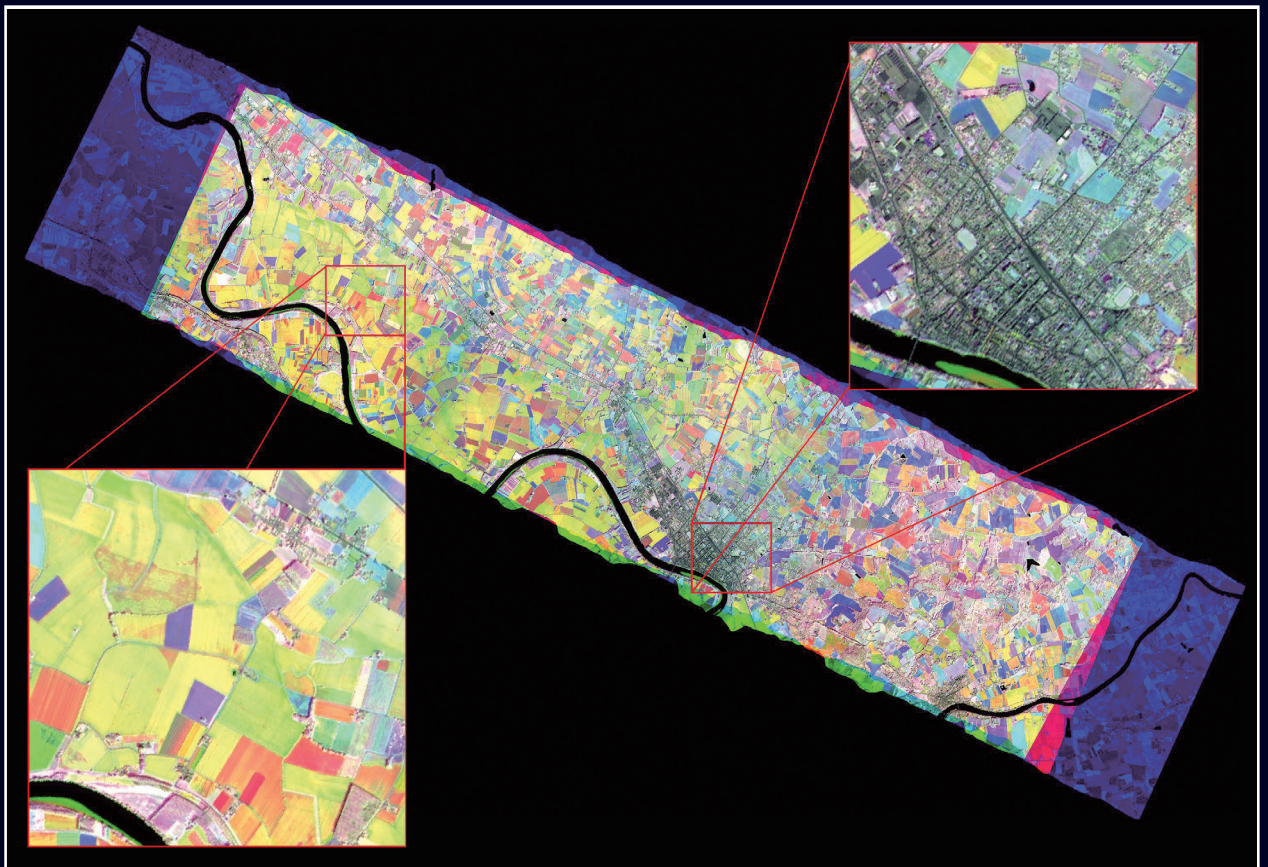
Nº 34

DICIEMBRE 2010

REVISTA DE TELEDETECCIÓN

ASOCIACIÓN ESPAÑOLA 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	
• Análisis de cambios de usos del suelo en la «Vega de Granada»: correcciones radiométricas y evaluación del cambio. <i>V. F. Rodríguez-Galiano, M. J. García-Soldado, M. Chica-Olmo, E. Pardo-Igúzquiza, J. P. Rigol-Sánchez y M. Chica-Rivas</i>	5
• Comportamiento geométrico y radiométrico del sensor AHS durante la campaña multitemporal CEFLES2. <i>M. Jiménez, J. A. Gómez, A. Fernández-Renau, J. A. Holguín, E. de Miguel, O. Gutiérrez de la Cámara y E. Prado</i>	16
• Análisis comparativo de las superficies regadas en los acuíferos del Campo de Montiel y La Mancha Occidental en el período 2004-2008. <i>M. Bea, S. Montesinos, C. Morugán y S. Moraleda</i>	22
• Seguimiento del estado ecológico de las aguas continentales superficiales españolas mediante imágenes MERIS. <i>J. A. Domínguez, C. Arancón, C. Alonso, A. Alonso, C. de Hovos y A. Quesada</i>	29
• Análisis de correlaciones entre la temperatura del aire y la temperatura de las superficies vegetadas medida con radiometría térmica. <i>R. Niclòs, M. J. Estrela, J. A. Valiente y M. J. Barberà</i>	36
• Dinámica estacional e interanual del NDVI en bosques nativos de zonas áridas argentinas. <i>M. R. Iglesias, A. Barchuk y M. Grilli</i>	44
• Estimación y cartografía de parámetros ecológicos y forestales en tres especies (<i>Quercus ilex</i> L. subsp <i>ilex</i> , <i>Fagus sylvatica</i> L. y <i>Pinus halepensis</i> L.) con datos LiDAR. <i>V. Zaldo, G. Moré y X. Pons</i>	55
• Estudio del crecimiento urbano, de la estructura de la vegetación y de la temperatura de la superficie del Gran San Miguel de Tucumán, Argentina. <i>R. Oltra-Carrió, J. A. Sobrino, J. Gutiérrez-Angonese, A. Gioia, L. Paolini y A. Malizia</i>	69
• Clasificación de cultivos en la zona media de Navarra mediante imágenes radar polarimétricas. <i>A. Larrañaga, L. Albizua y J. Álvarez-Mozos</i>	77
• Detección automática de edificios mediante imágenes de alta resolución y datos Lidar para la actualización de bases de datos cartográficas en entornos urbanos. <i>T. Hermosilla, L. A. Ruiz y J. A. Recio</i>	89
• ¿QUIÉN ES QUIÉN? : Área de SIG y Teledetección del INDUROT (Universidad de Oviedo)	94
• TESIS DOCTORAL : Técnicas de extracción de características y clasificación de imágenes orientada a objetos aplicadas a la actualización de bases de datos de ocupación del suelo	96

REVISTA DE TELEDETECCIÓN

Director: José Antonio SOBRINO

Dep. de Física de la Tierra i Termodinámica- Facultat de Física.
Universidad de Valencia
C/ Dr. Moliner, 50
46100 Burjassot (Valencia)
Tel.: 96 354 3115. Fax: 96 354 3099. director.revista@aet.org.es

Secretario: Juan Carlos JIMÉNEZ MUÑOZ

Unidad de Cambio Global Dep. de Física de la Tierra i Termodinámica- Facultat de Física. Universidad de Valencia
C/ Dr. Moliner, 50
46100 Burjassot (Valencia).
Tel.: 96 354 3781. Fax: 96 354 3202. jejm@uv.es

Consejo de Redacción

Carlos GARCÍA-SOTO

Instituto Español de Oceanografía (IEO)

Pablo J. ZARCO-TEJADA

Instituto de Agricultura Sostenible (IAS)- CSIC. Córdoba.

Juan DE LA RIVA

Universidad de Zaragoza. Zaragoza.

Vicente CASELLES

Universidad de Valencia. Valencia.

Santiago CASTAÑO FERNÁNDEZ

Universidad Complutense. Madrid.

Jordi FONT

Institut de Ciències del Mar (CSIC). Barcelona

Graciela Isabel METTERNICHT

Universidad de Australia del Sur (Adelaide).

Alfredo R. HUETE

Universidad de Arizona.

Carlos M. DI BELLA

CIRN-INTA Castelar y Universidad de Buenos Aires. 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

Arnón 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. Agustin. 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

LSIIT/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

Meteo-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

Depósito legal: B-9.502-1993

ISSN: 1988-8740

Foto portada: Imagen del canal AHS 15 multitemporal de las tres campañas CEFLES 2.

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.: 913476828. alonso@inia.es

Vicepresidente: ABEL CALLE MONTES

UNIVERSIDAD DE VALLADOLID

Laboratorio de Teledetección LATUV.

Edificio I+D. Paseo de Belén, 1. 47011 Valladolid.

Tel.: 983423952. abel@latuv.uva.es

Secretaria: JUAN JOSÉ PECES MORERA

INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL

Servicio de Teledetección

C/ General Ibáñez Íbero, 3. 28003 Madrid

Tel.: 915979526. jjpeces@fomento.es

Tesorera: CONSUELO GONZALO MARTÍN

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

Departamento de Arquitectura y

Tecnología de Sistemas Informáticos

Campus de Montegancedo

Boadilla del Monte. 28660 Madrid.

Tel.: 913367382. chelo@fi.upm.es

Vocal: SILVIA MERINO DE MIGUEL

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal

UD Topografía

Ciudad Universitaria s/n. 28040 Madrid.

Tel: 913367668. 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: 985458034. crecondo@etsimo.uniovi.es

Vocal: SALOMÓN MONTESINOS ARANDA

GEOSYS, SL

Sector Foresta, 23 locales 7 y 8.

Tres Cantos. 28760 Madrid.

Tel.: 912797232 - Fax: 912298394. smontesinos@geosys.es

EDITORIAL

Estimados socios y lectores,

En este número 34 de la Revista de Teledetección se publican un total de 10 artículos correspondientes a diversas temáticas, entre las que se encuentran la dinámica del NDVI en bosques nativos de Argentina, la estimación y cartografía de parámetros ecológicos y forestales con datos LIDAR, el análisis de cambios de usos del suelo mediante imágenes Landsat, el análisis comparativo de las superficies regadas en los acuíferos del Campo de Montiel y La Mancha Occidental entre 2004 y 2008, el seguimiento del estado ecológico de las aguas continentales mediante imágenes MERIS, el análisis del comportamiento geométrico y radiométrico del sensor AHS durante la campaña CEFLES2, el análisis de correlaciones entre la temperatura del aire y la de las superficies vegetadas, la clasificación de cultivos mediante imágenes radar polarimétricas, la detección automática de edificios mediante imágenes de alta resolución y datos Lidar y el estudio del efecto de isla de calor en una región de Argentina.

La sección «¿Quién es quién?» corresponde al *Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDUROT)*, un centro propio de la Universidad de Oviedo creado en el año 1985 y cuya sede actual se encuentra en el Campus de Mieres. Su actividad principal es la investigación y el asesoramiento científico y técnico sobre los aspectos relacionados con la ordenación del territorio, los recursos naturales y el medio ambiente en general, así como la docencia de tercer ciclo.

En «Reseñas de Tesis» se incluye una tesis doctoral desarrollada en el Departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría de la Universidad Politécnica de Valencia, dedicada a las técnicas de extracción de características y clasificación de imágenes orientada a objetos aplicadas a la actualización de bases de datos de ocupación del suelo.

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 aplicarse 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 eva-

luados 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 cursos, 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.

Análisis de cambios de usos del suelo en la «Vega de Granada»: correcciones radiométricas y evaluación del cambio

Land-cover change analysis in «Vega de Granada»: radiometric corrections and change assessment

V. F. Rodríguez-Galiano¹, M. J. García-Soldado¹, M. Chica-Olmo¹,
E. Pardo-Igúzquiza¹, J. P. Rigol-Sánchez² y M. Chica-Rivas³
vrgaliano@ugr.es

¹ *Departamento de Geodinámica. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.
Avda. Fuentenueva, s/n. 18071 Granada*

² *Departamento de Geología. Universidad de Jaén. Campus de las Lagunillas, s/n. B-3,
23071 Jaén*

³ *Departamento de Análisis Matemático. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.
Avda. Fuentenueva, s/n. 18071 Granada*

Recibido el 22 de febrero de 2010, aceptado el 17 de mayo de 2010

RESUMEN

En este trabajo se evalúan diferentes metodologías de estudio de cambios en los usos del suelo y de corrección radiométrica de series temporales de imágenes Landsat TM. Se ha aplicado un método híbrido de corrección absoluta denominado «normalización absoluta», basado en el código de transferencia radiativa MODTRAN4 y se han comparado diversas técnicas de normalización radiométrica («pseudoinvariant features» y «radiometric control sets»). Por otro lado, los resultados de las técnicas de «realce de cambios» y «post-clasificación» aplicadas en este estudio cuantifican y aportan información sobre la naturaleza de los cambios en el área metropolitana de Granada y demuestran el potencial de las imágenes Landsat para cartografiar los cambios en los usos del suelo.

PALABRAS CLAVE: teledetección, usos del suelo, correcciones radiométricas, normalización absoluta, análisis de cambios.

ABSTRACT

In this paper several approaches to study the land-use/land-cover changes and radiometric correction methodologies of Landsat satellite images have been assessed. Absolute normalization has been applied, which is based on the relative correction between a subject image and a reference image that has been corrected using the radiative transfer code MODTRAN4. In addition, «Pseudo-invariant features» and «radiometric control sets», two different radiometric normalization techniques have also been compared. Overall, the results of «change enhancement» and «post-classification» techniques quantify and yield information about the nature of change in the Granada metropolitan area.

KEY WORDS: remote sensing, land-uses, radiometric corrections, absolute normalization, change analysis.

INTRODUCCIÓN

Es un hecho constatable que a lo largo de las últimas décadas se ha producido una importante transformación de las áreas rurales y litorales de España, y muy especialmente de Andalucía. Este proceso de transformación, que afecta esencialmente al uso del suelo, es aún más notorio en las áreas periurbanas, en las que el proceso de expansión urbana ejerce una gran presión sobre los usos del suelo tradicionales. La teledetección espacial constituye una técnica con un potencial inestimable para el estudio de procesos ecológicos y socio-económicos, en los que la componente espacial y temporal de la «información geográfica» reviste especial importancia. En este contexto de estudio de los procesos de transformación territorial, las técnicas de monitorización basadas en datos multispectrales han demostrado un gran potencial para detectar, identificar y cartografiar cambios en los usos del suelo a partir del procesamiento y la clasificación de imágenes digitales provenientes de sensores satelitales como Landsat (TM y ETM+).

Las técnicas de detección de cambios aplicadas a imágenes de satélite pueden agruparse en dos categorías: técnicas post-clasificación y técnicas de realce de cambios, dependiendo de si en el análisis se utilizan imágenes categorizadas o continuas (Singh, 1989; Coppin y Bauer, 1996; Cihlar, 2000; Lu *et al.*, 2006).

La premisa básica en la utilización de datos de satélite para la detección de los cambios, es que los cambios en los usos del suelo implican cambios en los valores de radiancia. Aunque existen otros factores que pueden cambiar la energía electromagnética detectada por el sensor, que no están asociados con un cambio del paisaje, sino con variaciones en las condiciones atmosféricas, en el ángulo solar y diferencias en la humedad del suelo (Singh, 1989). Es por ello que se requiere el empleo de metodologías de corrección radiométrica robustas, que transformen las imágenes de satélite en unidades comparables.

La idoneidad de aplicar una determinada metodología de corrección depende de una serie de factores, tales como: las imágenes, los datos atmosféricos disponibles, el objetivo planteado, y los métodos analíticos usados para extraer la información. En algunas aplicaciones relaciona-

das con clasificaciones y detección de cambios las correcciones atmosféricas son innecesarias, siempre y cuando los datos de entrenamiento y los datos a clasificar estén en la misma escala relativa. En otras circunstancias, las correcciones son necesarias para convertir datos multitemporales a la misma escala radiométrica para el estudio de una determinada cobertura a lo largo del tiempo (Song *et al.*, 2001).

FUNDAMENTOS

Correcciones radiométricas

Las correcciones atmosféricas pueden ser absolutas (CA), cuando un nivel digital (ND) es convertido a reflectancia de superficie, o relativas (CR), en las que partiendo de un par de imágenes se considera una relación lineal y se minimizan las diferencias radiométricas existentes.

Correcciones absolutas (CA)

Convierten la radiancia registrada por el sensor a valores independientes de las condiciones atmosféricas, permitiendo comparar imágenes de diferentes fechas o directamente píxeles con medidas de campo y de laboratorio.

Los procedimientos de corrección absoluta varían en la cantidad y exactitud de los datos atmosféricos requeridos para la aplicación, y a excepción del método de sustracción del objeto oscuro (Chávez, 1996), pocos se pueden aplicar cuando no hay datos atmosféricos disponibles (Furby y Campbell, 2001). Dependiendo de la metodología a aplicar se hace necesario disponer de la siguiente información: calibración radiométrica del sensor, medidas simultáneas *in situ* de parámetros atmosféricos, medidas de reflectancia de superficie, códigos de transferencia radiativa (RTC), atmósferas simuladas y modelos de aerosoles.

Correcciones Relativas (CR)

Este tipo de técnicas no necesitan medidas de campo simultáneas y suponen la normalización de las intensidades de los niveles digitales ban-

da a banda a una imagen de referencia seleccionada; así, las imágenes son tratadas como si hubiesen sido adquiridas en condiciones atmosféricas y de iluminación similares (Yang y Lo, 2000). Entre ellas se encuentran las técnicas de regresión lineal, que consideran que la radiancia medida por un sensor para una determinada banda espectral es función lineal de la reflectividad (Schott *et al.*, 1988; Casselles y García, 1989; Paolini *et al.*, 2006):

$$ND'_k = m_k ND_k + b_k$$

donde ND es el nivel digital de una banda, ND' es el nivel digital normalizado, m es la pendiente o ganancia, b es el sesgo y k representa cada una de las bandas del sensor. Los coeficientes m_k y b_k son calculados mediante las siguientes ecuaciones (Yang y Lo, 2000):

$$m_k = \frac{V_{R_k S_k}}{V_{S_k S_k}}$$

$$b_k = R_k - m_k * S_k$$

R_k y S_k son las medias de la imagen de referencia y la imagen sujeto de la corrección y $V_{R_k S_k}$ y $V_{S_k S_k}$ la covarianza y la varianza de la imagen sujeto.

Métodos de detección y análisis de cambios

La detección de cambios es un proceso de identificación de los diferentes estados de un objeto o fenómeno observado en diferentes instantes temporales (Singh, 1989). Esencialmente, permite cuantificar los efectos en el tiempo utilizando grupos de datos multitemporales.

Todas las técnicas de detección de cambios se fundamentan en dos métodos básicos, el análisis comparativo de clasificaciones independientes producidas para diferentes fechas y el análisis simultáneo de datos multitemporales, dependiendo de si el análisis utiliza imágenes continuas o categorizadas. En el primer caso se comparan imágenes previamente clasificadas mediante matrices de confusión; en el segundo, se emplean técnicas cuantitativas: diferencias, regresión, cocientes, componentes principales, vectores multitemporales, etc. (Collins y Woodcock, 1996; Macleod y Congalton, 1998; Oetter,

et al., 2001; Chica-Olmo, *et al.*, 2004; Yuan *et al.*, 2005; Lunetta *et al.*, 2006).

Técnicas post-clasificación

Estas técnicas comparan mapas obtenidos mediante procesos de clasificación supervisados o no. La exactitud del resultado obtenido depende de la exactitud de las clasificaciones originales, por lo que el mapa de cambios será tan exacto como lo sean las clasificaciones. Su principal ventaja es que son capaces de producir información descriptiva del tipo de cambio y no requieren que las imágenes sean normalizadas. La mayor desventaja de estas técnicas es el tiempo empleado en clasificar las imágenes y el hecho de que algunos errores producidos en la clasificación pasen a formar parte del mapa de cambios.

Técnicas de realce de cambios

Las técnicas de realce de cambios suponen una combinación matemática de imágenes de diferentes fechas. Estas técnicas tienen la ventaja de ser más exactas identificando áreas de cambio. Por otra parte, requieren a menudo un análisis adicional para caracterizar la naturaleza del cambio y una mayor exactitud para la normalización y el co-registrado.

METODOLOGÍA

Área de estudio y datos

Para este estudio se han usado dos escenas flotantes Landsat Thematic Mapper 5 de la misma área del Sureste de España. Las imágenes fueron adquiridas el 17 de julio de 1998 y el 1 de julio de 2004 respectivamente. La localización de las escenas corresponde con el path 200 row 34 del Landsat Worldwide Referent System (WRS).

Para las correcciones radiométricas se han considerado las escenas Landsat completas. La detección y análisis de cambios ha sido aplicada a un área piloto, la «Vega de Granada». La Vega de Granada está situada al sur de la Península Ibérica, dentro de la provincia de Granada, al oeste y sur de la ciudad de Granada (Fig. 1).

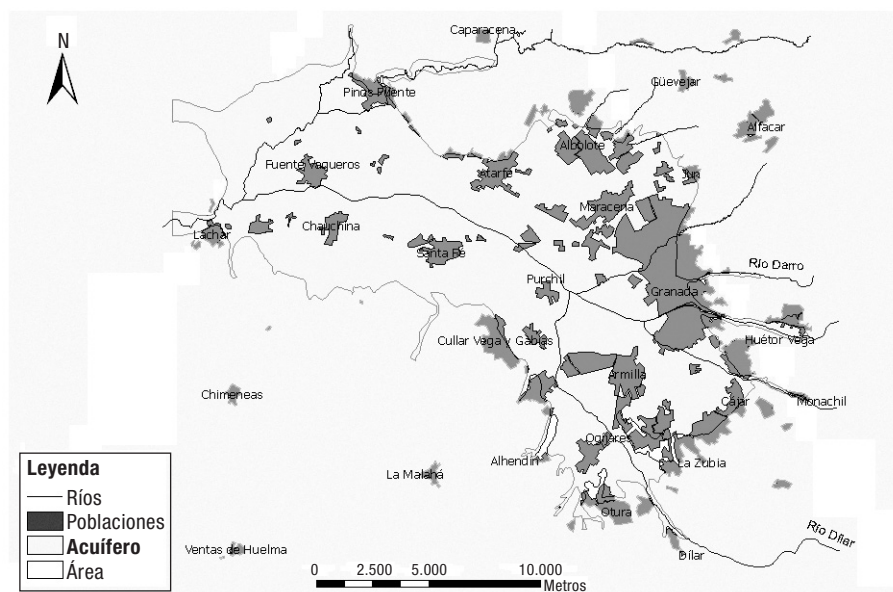


Figura 1. Localización geográfica de la Vega de Granada.

Morfológicamente, la Vega de Granada coincide con un acuífero detrítico de gran importancia regional, que ocupa una superficie esencialmente plana de unos 200 km² (García-Soldado, 2009). Este área está caracterizada por la presencia de cultivos diversos, que van desde el olivar en secano, a los regadíos de los márgenes del río Genil. El principal uso del suelo es el agrícola, que compite fuertemente en determinadas áreas con usos urbanos, especialmente, en las zonas cercanas al área metropolitana de Granada.

Debido a la naturaleza retrospectiva de este estudio ha sido necesario recurrir a información auxiliar para crear las bases de datos para el entrenamiento y validación del cambio. En la selección de las áreas de entrenamiento se han utilizado, además de las imágenes Landsat, las ortofotografías digitales de Andalucía del año 1998 y 2004, a escala 1:10.000 editadas por la Junta de Andalucía y los Mapas de Usos del Suelo y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía de los años 1999 y 2003 editados por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Correcciones radiométricas

Las correcciones atmosféricas son necesarias en situaciones en las que debido a la metodolo-

gía de detección de cambios a aplicar la atmósfera no tiene un efecto aditivo sobre los datos de partida. En este estudio se ha usado el índice de vegetación normalizado (NDVI), el cual considerando los efectos atmosféricos se define como:

$$\frac{(\rho_{IRC} - \rho_R) - (A_{IRC} - A_R)}{(\rho_{IRC} + \rho_R) - (A_{IRC} + A_R)}$$

donde ρ y A son respectivamente los valores de reflectividad y los efectos atmosféricos para las bandas del infrarrojo cercano y del rojo. De la ecuación anterior se deduce que, en el caso de los índices de vegetación, la relación con el efecto atmosférico no es lineal, por lo que es importante corregir radiométricamente los niveles digitales antes del cálculo de los índices (Song *et al.*, 2001).

Para este estudio se ha elegido un método de normalización absoluta (Schroeder *et al.*, 2006), en el cual se corrige una imagen a reflectividad de superficie y el resto de imágenes se ajustan a ella mediante técnicas de CR. La elección de esta metodología de corrección ha estado determinada por la ausencia de datos correspondientes a los parámetros atmosféricos necesarios para la corrección absoluta de la imagen de 1998 (ver Tabla 1), por lo que la imagen elegida como base para la normalización absoluta ha sido la escena de julio de 2004.

Hora	Vapor (g/cm ²)	α_1	α_2	AOD 670 nm	AOD 440 nm
10:13	1,747	1,245	0,935	0,163	0,269
10:18	1,713	1,284	0,941	0,150	0,251
10:25	1,731	1,335	0,921	0,135	0,225
10:33	1,709	1,352	0,883	0,140	0,228
10:41	1,650	1,421	0,895	0,129	0,210
10:48	1,675	1,452	0,969	0,130	0,219

Tabla 1. Datos atmosféricos de Granada (1-7-2004). Fotómetro solar CIMEL CE-318.

Se ha utilizado el programa de corrección atmosférica FLAASH (Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes) desarrollado por el Air Force Research Laboratory, Space Vehicles Directorate (AFRL/VS), Hanscom AFB and Spectral Sciences, Inc. (SSI), el cual está basado en el modelo de transferencia radiativa MODTRAN4 (MODERate Resolution TRANsmittance). Los objetivos principales de este modelo son, en primer lugar, eliminar de la radiancia recibida por el sensor los efectos de la absorción y dispersión causados por las moléculas y partículas atmosféricas en suspensión y, en segundo lugar, convertir esa radiancia a valores de reflectividad de superficie. La radiancia espectral L^* en un píxel del sensor es definida por medio de los parámetros siguientes (Abreu y Anderson, 1996):

$$L^* = \left(\frac{A\rho}{1-\rho_e} \right) + \left(\frac{B\rho_e}{1-\rho_e S} \right) + L_a^*$$

donde ρ es la reflectividad de superficie en el píxel, ρ_e es un promedio de la reflectividad de superficie en una región circundante al píxel, S es el albedo esférico de la atmósfera, L_a^* es la radiancia aportada por la dispersión atmosférica que no ha alcanzado la superficie y A y B son coeficientes independientes de la superficie que varían con las condiciones atmosféricas y geométricas.

Los valores de A , B , S y L_a^* son determinados por MODTRAN4, el cual requiere para sus cálculos diversos parámetros de entrada: ángulo solar, ángulo de observación, elevación promedio de la superficie, modelo atmosférico estándar, tipo de aerosol y el rango de visibilidad horizontal. Después de obtener las variables atmosféricas se despeja de la ecuación anterior-

mente descrita las reflectividades de superficie de cada píxel, en todos los canales del sensor.

El proceso de corrección fue realizado considerando algunos parámetros especificados en la cabecera de la imagen Landsat: hora de adquisición, elevación solar y los coeficientes de calibración; el resto fueron calculados a partir de medidas *in situ* realizadas con un fotómetro solar CIMEL CE-318, simultáneas a la adquisición de la imagen.

El modelo de atmósfera seleccionado fue el estándar de verano para latitudes medias, el cual considera un contenido en vapor de agua atmosférico de 2,92 g/cm², por lo que se introdujo un factor de corrección para ajustar el contenido en vapor de agua por defecto al de las condiciones de adquisición de la imagen (Tabla 1).

En la elección del modelo de aerosoles se partió de las medidas de α_1 y α_2 (coeficientes de Angström; Tabla 1), las cuales determinaron el uso de un modelo de aerosoles rural. El último parámetro introducido en el modelo fue la visibilidad (V), definida para longitudes de onda de 550 nm, relacionada con el coeficiente de extinción β mediante la siguiente ecuación (Abreu y Anderson, 1996):

$$V = \frac{3,912}{\beta}$$

donde V es igual a la visibilidad y β es el coeficiente de extinción, definido como el espesor óptico para 550 nm por km. Para obtener este coeficiente se ha dividido por la anchura de la capa efectiva de aerosoles.

Una vez corregida la imagen de 2004 a unidades de reflectividad de superficie, la imagen del 17 de julio de 1998 fue normalizada a la anterior. En la CR se han comparado dos metodologías diferentes: «Pseudoinvariant Features» y «Radiometric Control Sets» (Yang y Lo, 2000).

La metodología Pseudoinvariant features (características pseudoinvariantes, PIF), fue desarrollada por Shott *et al.* (1988). Se basa en la búsqueda de objetos con una reflectividad casi constante en las diferentes escenas (pseudoinvariantes). De acuerdo con Shott *et al.* (1988), son típicamente objetos cuya reflectancia es independiente de los ciclos estacionales o biológicos y por tanto se asume que las diferencias

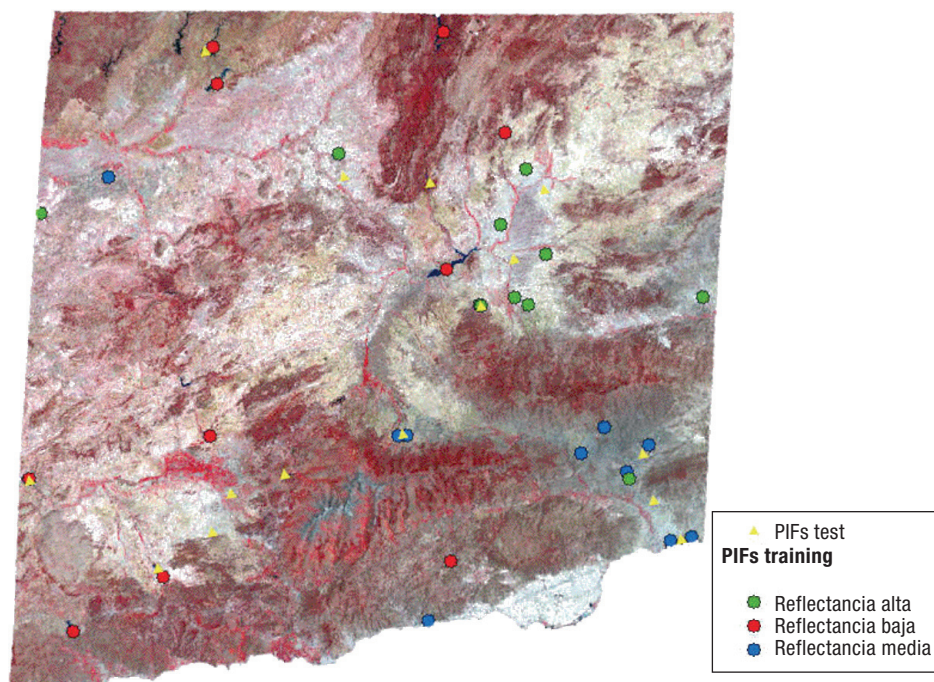


Figura 2. Localización de las PIFs usadas para el entrenamiento y la validación de la normalización.

en el brillo de estos objetos son una función lineal.

Radiometric control set (RCS), fue desarrollado por Hall *et al.* (1991). Este método se fundamenta en que en una imagen siempre existen algunos píxeles que tienen la misma reflectancia media, que se mantienen a lo largo de imágenes de la misma escena para distintas fechas. A este conjunto de píxeles es a lo que se le denomina «radiometric control set». Este método usa los extremos de la transformación de Kauth-Thomas verdor y brillo, que son construidos usando las dos primeras bandas de la transformación Tasseled Cap. El diagrama de dispersión de la transformación Kauth-Thomas aísla un conjunto de píxeles oscuros que corresponden a aguas profundas (embalses) y los píxeles brillantes representan elementos similares a los definidos por las características pseudoinvariantes (Franklin y Giles, 1995).

En la búsqueda de las características pseudoinvariantes se consideraron los criterios sugeridos en Eckhardt *et al.* (1990), y se seleccionaron diferentes áreas agrupadas en tres categorías que cubrían todo el rango de valores espectrales de brillo (Furby and Campbell, 2001):

- Píxeles de baja reflectividad: embalses.
- Píxeles de reflectividad media: afloramientos rocosos y áreas urbanas.
- Píxeles de alta reflectividad: arena de playa, suelos desnudos y canteras.

De la consideración de estos criterios resultaron un total de 30 PIFs de entrenamiento para la normalización y 15 áreas test para validar las correcciones. Cada área pseudoinvariante está formada por 4 ó 9 píxeles localizados sobre un área uniforme con el mismo nivel de elevación (Furby y Campbell, 2001). Los coeficientes obtenidos de las regresiones fueron aplicados banda a banda para obtener las imágenes normalizadas (Fig. 2 y Tabla 2).

	m	b	R
Banda 1	21,64	-1.365,64	0,997
Banda 2	40,14	-885,04	0,997
Banda 3	30,47	-496,29	0,998
Banda 4	37,26	-410,93	0,999
Banda 5	22,70	-186,22	0,999
Banda 6	1,75	-952,63	0,977

Tabla 2. Coeficientes de regresión obtenidos del método PIF para cada banda de imagen.

Como alternativa más operativa y menos subjetiva a la metodología de características pseudoinvariantes se utilizó el método «Radiometric Control Sets». Para ello se obtuvieron a partir de los extremos brillantes y oscuros del diagrama de dispersión de las bandas de verdor y brillo de la transformación Tasseled Cap un conjunto de píxeles de forma iterativa, cuya reflectancia media fue utilizada para realizar la normalización.

Las ecuaciones utilizadas para la obtención de los «radiometric control sets» fueron:

$$D_k = \{(Verdor \leq u_1) \cap (Brillo \leq u_2)\}$$

$$B_k = \{(Verdor \leq u_1) \cap (u_2 \leq Brillo)\}$$

donde D_k y B_k son el conjunto de píxeles oscuros y brillantes y u_1 y u_2 los valores umbrales para la obtención de estos conjuntos. Teóricamente, el conjunto de píxeles oscuros corresponden a zonas de agua profunda y el conjunto de píxeles brillantes a elementos similares a los de alta reflectividad definidos mediante las PIFs.

Los coeficientes de transformación (Tabla 3) fueron calculados a partir de las siguientes ecuaciones:

$$m_k = \frac{(B_{Rk} - D_{Rk})}{(B_{Sk} - D_{Sk})}$$

$$b_k = \frac{(D_{Rk} B_{Sk} - D_{Sk} B_{Rk})}{(B_{Sk} - D_{Sk})}$$

Métodos de detección y análisis de cambios

En este trabajo se han comparado diferentes técnicas de realce de cambio (diferencia de NDVI, cocientes de NDVI y regresión) y de post-

clasificación. Con las técnicas de realce se ha obtenido información sobre la localización y la magnitud del cambio que ha sido complementada con información sobre su naturaleza mediante el cálculo de las matrices de confusión y de cambios, a partir de las imágenes clasificadas.

En las técnicas de detección de cambios se han distinguido entre una serie de umbrales basados en la desviación estándar para diferenciar las diferencias debidas a cambios reales de las que pueden atribuirse a una variación aleatoria (Fung y LeDrew, 1988).

$$u_1 : \begin{cases} x \geq \bar{x} + \sigma \\ x \leq \bar{x} - \sigma \end{cases}$$

$$u_2 : \begin{cases} x \geq \bar{x} + 2\sigma \\ x \leq \bar{x} - 2\sigma \end{cases}$$

$$u_3 : \begin{cases} x \geq \bar{x} + 3\sigma \\ x \leq \bar{x} - 3\sigma \end{cases}$$

Los valores umbrales mostrados en la Tabla 4 establecen unos límites que aplicados al histograma experimental de la imagen residual permiten separar las zonas de cambio de las que no han cambiado en el período de 1998 a 2004. De esta forma, se obtuvieron nueve mapas binarios que representan las zonas de cambio y no cambio por cada una de las técnicas y umbrales aplicados.

En cuanto al análisis de cambios postclasificación, teniendo en cuenta las características del área de estudio se definieron un conjunto de áreas de entrenamiento, que representan las diferentes clases identificables en el área de estudio a partir de las imágenes Landsat: choperas, bosque, matorral, olivar, regadío, suelo desnudo, suelo urbano y embalses.

En la clasificación de las imágenes se utilizó un algoritmo de clasificación de máxima probabilidad, que fue entrenado con 20 áreas de entre-

	B_{Rk}	D_{Rk}	B_{Sk}	D_{Sk}	M_k	b_k
Banda 1	1.748,367	221,853	158,813	76,337	18,509	-1.191,045
Banda 2	2.157,551	317,018	86,865	26,959	30,724	-511,261
Banda 3	2.513,882	135,958	111,231	18,780	25,721	-347,071
Banda 4	2.507,279	-64,032	96,341	9,728	29,687	-352,829
Banda 5	2.905,336	-13,004	148,918	6,811	20,536	-152,879
Banda 7	-811,458	-945,241	86,393	4,314	1,630	-952,273

Tabla 3. Valores medios de los RCS y coeficientes de regresión.

Diferencia NVI			Ratio NDVI			Regresión NDVI		
U ₁	U ₂	U ₃	U ₁	U ₂	U ₃	U ₁	U ₂	U ₃
-0,159	-0,308	-0,458	-0,441	-0,927	-1,413	-0,441	-0,927	-1,413
0,140	0,289	0,438	0,531	1,018	1,504	0,531	1,018	1,504

Tabla 4. Valores umbrales aplicados en las técnicas de realce de cambios.

namiento por clase, con un número de píxel que varió entre 9 y 12 (180 a 240 píxeles por clase), y por tanto suficiente para calcular las matrices de varianza y covarianza por el clasificador. Para la evaluación de la exactitud de las clasificaciones se utilizaron un total de 145 píxeles por clase, independientes de las áreas de entrenamiento.

RESULTADOS Y CONCLUSIONES

La forma ideal de evaluar la exactitud de una corrección atmosférica es comparar medidas *in situ* de propiedades atmosféricas y de reflectancia de superficie en el tiempo de adquisición de las imágenes con la estimación de los parámetros resultantes de la corrección atmosférica (Moran *et al.*, 1992). Por desgracia, en estudios multitemporales en los que se utilizan imágenes de archivo esto no es siempre posible, por lo que hay que recurrir a otras formas de validación. En este estudio, se utilizó el error cuadrático medio (RMS) para medir la bondad de las diferentes técnicas de normalización aplicadas.

El error cuadrático medio se calculó a partir de un conjunto de 15 muestras de reflectividad

	RMS (PIF)	RMS (RCS)
Banda 1	0,502	0,425
Banda 2	0,457	0,667
Banda 3	0,362	0,505
Banda 4	0,590	1,035
Banda 5	0,518	0,679
Banda 7	0,023	0,029

Tabla 5. Error cuadrático medio de los métodos PIF y RCS.

constante, que no se habían usado en el cálculo de los coeficientes de calibración, comparando las intensidades de estos objetivos de referencia con las de las imágenes calibradas.

La Tabla 5 muestra los errores cuadráticos medios calculados para cada método de normalización en cada banda. Ambos métodos tienen el mayor error en el infrarrojo cercano (banda 4), lo cual puede ser debido a diferencias en la presencia de vegetación entre las imágenes. El método PIF, con excepción de la banda 1, presenta un error cuadrático medio inferior al RCS, por lo que fue el elegido para normalizar las imágenes utilizadas en el estudio de los cambios de usos del suelo.

Se ha de indicar, no obstante, que estos métodos de normalización absoluta son aproximados, pues admiten la linealidad de las correcciones y consideran las condiciones atmosféricas como constantes en toda el área de estudio.

Con carácter general, se puede concluir que, los resultados de los métodos de detección de cambio aplicados son similares. Los métodos de diferencia, cociente y regresión de imágenes han sido capaces de diferenciar las áreas de cambio a partir de los índices de vegetación normalizados (NDVI), con índices de exactitud global del 88,67%, 81,33% y 80,67%, e índices Kappa del 0,72, 0,56 y 0,50 respectivamente. La diferencia de imágenes y el cociente produjeron una estimación similar de las áreas de cambio, con estimaciones de cambio iguales a 1.686 y 1.697 km² respectivamente (ver Tabla 6).

	Diferencia	Cociente	Regresión
E. global	88,67	81,33	80,67
Kappa	0,72	0,56	0,50
Cambio (km ²)	24	13	66

Tabla 6. Evaluación de la exactitud y superficie de cambio de las técnicas de realce de cambios.

La clasificación supervisada de las imágenes Landsat normalizadas correspondientes a la Vega de Granada para los años 1998 y 2004 dio como resultado unos mapas clasificados con una exactitud aceptable, con índices kappa iguales a 0,86

y 0,92 respectivamente. La exactitud del mapa de cambios final es igual al producto de las exactitudes individuales de cada mapa clasificado (Yuan *et al.*, 2005), por lo que se obtuvo finalmente un mapa de cambios con un kappa igual a 0,79.

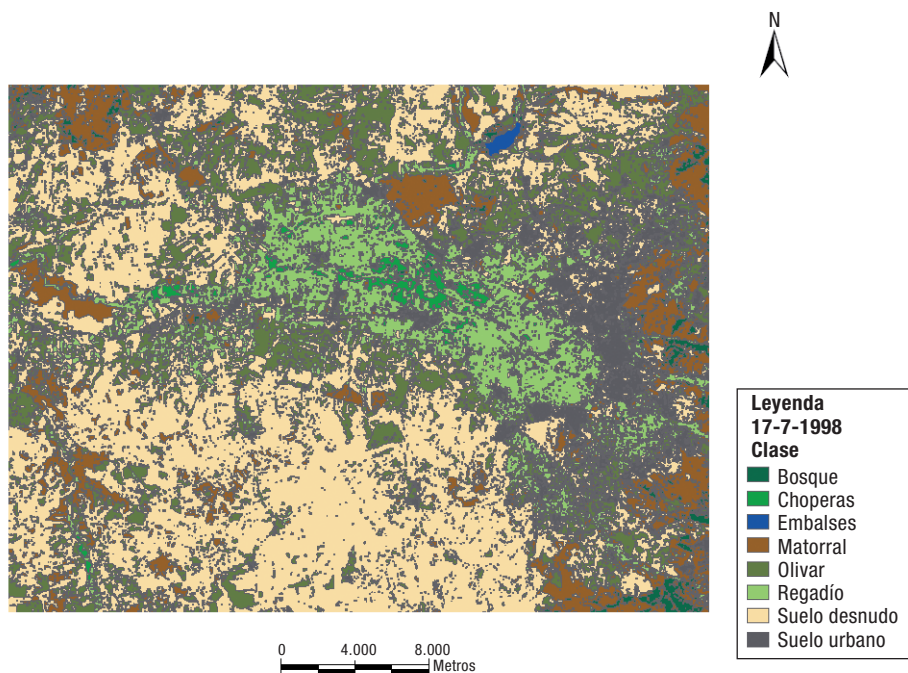


Figura 3. Mapa clasificado de la Vega de Granada para el verano de 1998.

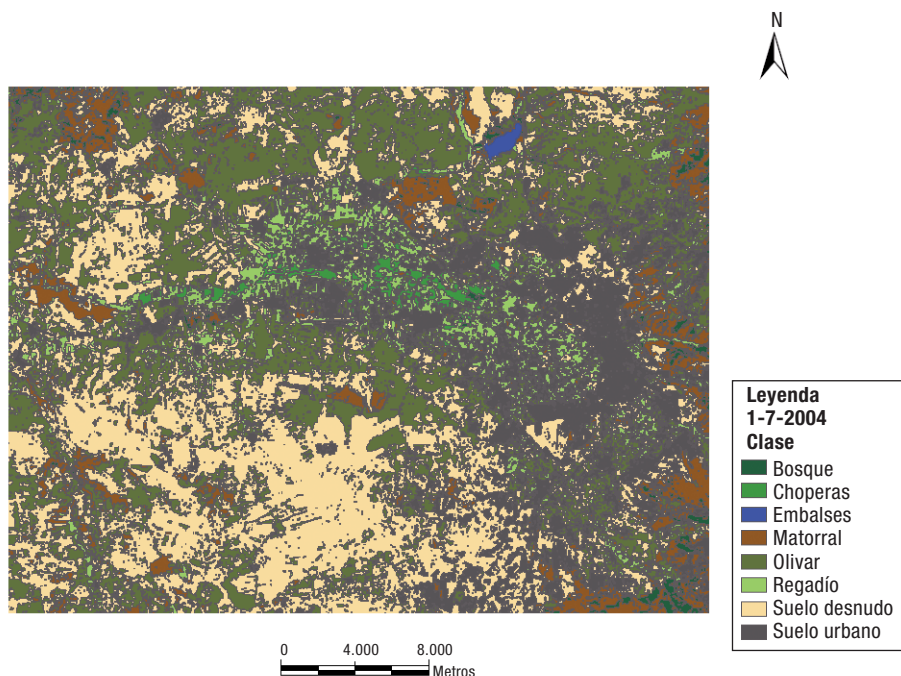


Figura 4. Mapa clasificado de la Vega de Granada para el verano de 2004.

Clasificación 2004	Clasificación 1998								
	Choperas	Bosque	Embalses	Matorral	Olivar	Regadíos	s. des.	Urbano	Total
Choperas	376,38	38,16	0	24,84	45,27	603,27	20,43	23,94	1.132,29
Bosque	56,79	3.354,84	0,27	785,52	28,35	68,04	11,34	4,05	4.309,2
Embalses	0	0,36	143,64	5,22	0,45	4,68	2,34	0	156,69
Matorral	40,14	1.392,84	3,42	17.420,22	963,27	538,65	1.076,67	189,9	21.625,11
Olivar	138,69	124,11	0	4.529,43	29.505,6	4.064,94	21.077,55	1.603,62	61.043,94
Regadíos	554,4	161,37	1,26	785,79	1.905,12	5.605,65	1.144,35	401,49	10.559,43
s. des.	49,86	14,94	2,7	5.450,58	5.270,76	1.978,2	37.764,45	1.163,61	51.695,1
Urbano	129,6	27,63	0,36	1.461,24	2.391,12	3.540,96	6.036,57	6.890,76	20.478,24
Total	1.345,86	5.114,25	151,65	30.462,84	40.109,94	16.404,39	67.133,7	10.277,37	171.000

Tabla 7. Matriz de cambio entre las clasificaciones de 1998 y 2004 en hectáreas.

Del mapa de cambios puede deducirse la evolución o transiciones de las diferentes categorías en el período de 1998 a 2004 (Tabla 7). La clase urbana pasó de 10.277 ha (6.01%) a 20.478 (11,98%) fundamentalmente en detrimento de la clase regadíos, suelo desnudo (s. des.) y matorral. Este incremento tan acentuado pudo ser debido a una sobreestimación de la clase urbana en la clasificación de la imagen de 2004 debido a una confusión con la clase suelo desnudo. El olivar incrementó su extensión en un 12,24% respecto al total del área de estudio, ocupando 61.044 ha en 2004. Este incremento, como puede observarse en la Tabla 7, se debió fundamentalmente a una transición desde la clase suelo desnudo, la cual probablemente no fue bien clasificada en la imagen de 1998 por encontrarse el olivar en un estado de desarrollo incipiente.

En futuros trabajos se pretende mejorar el resultado de las clasificaciones mediante el uso de clasificadores no paramétricos y la inclusión de variables auxiliares a estos modelos de clasificación: como imágenes multiestacionales, térmicas, modelos digitales del terreno y variables texturales y de contexto.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha desarrollado con la financiación del Proyecto GEOSDA CGL2010-17629

del Ministerio de Ciencia e Innovación y del grupo de investigación RNM122 de la Junta de Andalucía.

BIBLIOGRAFÍA

- ABREU, L. & ANDERSON, G. P. 1996. The modtran 2/3 report and lowtran 7 model. Technical report, Phillips Laboratory, Geophysics Directorate, PL/GPOS.
- CASSELLES, V. & GARCÍA, M. J. 1989. An alternative simple approach to estimate atmospheric correction in multitemporal studies. *International Journal of Remote Sensing*, 10: 1127-1134.
- CHAVEZ, P. S. 1996. Image-based atmospheric corrections-revisited and improved. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 62: 1025-1036.
- CHICA-OLMO, M., RUIZ-CASTELLANO, J. P. & RIGOL-SÁNCHEZ, J. P. 2004. Aplicación de la función variograma al análisis de cambios espacio-temporales en imágenes Landsat TM. *Revista de Teledetección*, 22: 41-46.
- COLLINS, J. B. & WOODCOCK, C. E. 1996. An assessment of several linear change detection techniques for mapping forest mortality using multi-temporal landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*, 56: 66-77.
- COPPIN, P. R. & BAUER, M. E. 1996. Change detection in forest ecosystems with remote sensing digital imagery. *Remote Sensing Reviews*, 13: 207-234.
- ECKHARDT, D. W., VERDIN, J. P. & LYFORD, G. R. 1990. Automated update of an irrigated lands

- gis using spot hrv imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 56: 1515-1522.
- FUNG, T. & LEDREW, E. 1988. The determination of optimal threshold levels for change detection using various accuracy indices. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54, 1449-1454.
- FURBY, S. L. & CAMPBELL, N. 2001. Calibrating images from different dates to «likevalue» digital counts. *Remote Sensing of Environment*, 77: 186-196.
- GARCÍA-SOLDADO, M. J. 2009. Metodología basada en SIG para el desarrollo de un sistema soporte de decisión en la gestión de la calidad de los recursos hídricos subterráneos de la Vega de Granada. Tesis doctoral. Universidad de Granada, Granada. 335 pp.
- LU, D., MAUSEL, P., BRONDÍZIO, E. & MORAN, E. 2004. Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 25: 2365-2407.
- LUNETTA, R. S., KNIGHT, J. F., EDIRIWICKREMA, J., LYON, J. G. & WORTHY, L. D. 2006. Land-cover change detection using multi-temporal MODIS NDVI data. *Remote Sensing of Environment*, 105: 142-154.
- MACLEOD, R. D. & CONGALTON, R. G. 1998. A quantitative comparison of change detection algorithms for monitoring eelgrass from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 64: 207-216.
- MORAN, M. S., JACKSON, R. D., SLATER, P. N. & TEILLET, P. M. 1992. Evaluation of simplified procedures for retrieval of land surface reflectance factors from satellite sensor output. *Remote Sensing of Environment*, 41: 169-184.
- OETTER, D. R., COHEN, W. B., BERTERRETICHE, M., MAIERSPERGER, T. K. & KENNEDY, R. E. 2001. Land Cover mapping in an agricultural setting using multiseasonal Thematic Mapper data. *Remote Sensing of Environment*, 76: 139-155.
- PAOLINI, L., GRINGS, F., SOBRINO, J. A., JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C. & KARSZENBAUM, H. 2006. Radiometric correction effects in Landsat multi-date/multi-sensor change detection studies. *International Journal of Remote Sensing*, 27: 685-704.
- SCHOTT, J. R., SALVAGGIO, C. & VOLCHOK, W. J. 1988. Radiometric scene normalization using pseudoinvariant features. *Remote Sensing of Environment*, 26: 1-14.
- SCHROEDER, T. A., COHEN, W. B., SONG, C., CANTY, M. J. & YANG, Z. 2006. Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early successional forest patterns in Western Oregon. *Remote Sensing of Environment*, 10: 16-26.
- SINGH, A. 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, 10: 989-1003.
- SONG, C., WOODCOCK, C. E., SETO, K. C., PAX LENNEY, M. & SCOTT, A. 2001. Classification and change detection using landsat tm data: When and how to correct atmospheric effects? *Remote Sensing of Environment*, 75: 230-244.
- YANG, X. & LO, C. P. 2000. Relative radiometric normalization for change detection from multi-date satellite images. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66: 967-980.
- YUAN, F., SAWAYA, K. E., LOEFFELHOLZ, C. & BAUER, M. E. 2005. Land cover classification and change analysis of the twin cities (minnesota) metropolitan area by multitemporal landsat remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 98: 317-328.

Comportamiento geométrico y radiométrico del sensor AHS durante la campaña multitemporal CEFLES2

Geometric and radiometric performance of the AHS sensor along CEFLES2 multi-temporal campaign

M. Jiménez¹, J. A. Gómez¹, A. Fernández-Renau¹, J. A. Holguín²,
E. de Miguel¹, O. Gutiérrez de la Cámara¹ y E. Prado¹
jimenezmm@inta.es

¹ Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA). Ctra. Ajalvir, s/n.
28850 Torrejón de Ardoz. Madrid

² GEOSYS. Sector Foresta, 23, locales 7 y 8. 28760 Tres Cantos. Madrid

Recibido el 03 de marzo de 2010, aceptado el 17 de mayo de 2010

RESUMEN

La Agencia Espacial Europea (ESA) promueve campañas de medidas sobre el terreno y con imágenes de sensores aeroportados para proyectos de calibración, validación o simulación de misiones de observación de la Tierra. CEFLES2 (CarboEurope, Flex and Sentinel-2) es un proyecto de la ESA que agrupa tres campañas llevadas a cabo durante 2007 sobre zonas urbanas, rurales, forestales, y de montaña en Francia y España. El Área de Teledetección del INTA participó con su sensor aeroportado AHS adquiriendo imágenes en todas las fechas y zonas. Además, la plataforma del INTA fue utilizada para la instalación de un segundo sensor aeroportado, HYPER SIM.GA, un prototipo de radiómetro pushbroom VNIR (512 bandas) + SWIR (256 bandas) de la empresa italiana Galileo Avionica. Los datos AHS fueron procesados en las instalaciones del INTA para ofrecer a los diferentes grupos participantes en el proyecto datos calibrados geográficamente, radiométricamente y espectralmente. En un proyecto de este tipo, con datos hiperespectrales multitemporales y adquiridos sobre objetivos diferentes, la estimación de la calidad geométrica, radiométrica y espectral es crítica. Procedimientos de la calidad estimación geométrica y radiométrica se aplicaron a todas las imágenes y se indicaron

ABSTRACT

The European Space Agency (ESA) coordinates a number of ground-based and airborne campaigns to support calibration/validation and the simulation of future spaceborne earth observations missions. CEFLES2 (CarboEurope, Flex and Sentinel-2) is an ESA project carried out with three different campaigns along 2007 over several urban, agricultural and forested landscapes in France and Spain. INTA Remote Sensing Laboratory participates with the 80-band airborne line-scanner radiometer AHS (Airborne Hyperspectral Scanner) installed in a CASA C-212 aircraft and complemented with an INS/GPS module to gather accurate positioning and attitude measurements. Also the INTA platform was used to install and acquire with the Galileo Avionica HYPER SIM.GA hyperspectral sensor. The AHS data were processed at INTA premises in Madrid, through an ad-hoc processing chain generating radiometric calibration, geometric and atmospherically corrected products. For a multi-date and multi-landscape project where hyperspectral imagery was acquired over the same flat and hilly areas with different target characteristics, solar illumination, and atmospheric conditions, the reliability and stability of all image products distributed are fundamental. Radiometric and geometric quality checks were applied to AHS

en los ficheros XML de metadatos adjuntados.

PALABRAS CLAVE: teledetección hiperespectral aeroportada, AHS, ESA, CEFLES2, Sentinel-2.

data and indicated in an appended XML metadata file appended.

KEY WORDS: airborne remote sensing, AHS, ESA, CEFLES2, Sentinel-2.

INTRODUCCIÓN

La teledetección hiperespectral aeroportada es la técnica de teledetección idónea para la simulación, calibración y validación de misiones espaciales de observación de la Tierra. CEFLES2 (CarboEurope, Flex and Sentinel-2) es un proyecto de la Agencia Espacial Europea (ESA) que agrupa tres campañas aeroportadas y de campo llevadas a cabo durante 2007 sobre zonas urbanas, rurales, forestales, y de montaña de Francia y España. El objetivo de dichas campañas es la simulación de los datos y productos de la futura misión de GMES Sentinel-2 y la entonces candidata Earth Explorer FLEX (Fluorescente Explorer).

El Área de Teledetección del INTA (Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial) participó en el proyecto CEFLES2 mediante la adquisición y proceso de las campañas hiperespectrales aeroportadas con el sensor AHS (Airborne Hyperspectral Scanner) y el sensor HYPER SIM.GA propiedad y operado por la empresa italiana Galileo Avionica.

Los requisitos para la exactitud geométrica y radiométrica de las imágenes hiperespectrales aeroportadas adquiridas para el proyecto CEFLES2, y en general para proyectos de carácter multitemporal, son muy exigentes. Las imágenes del sensor AHS son calibradas radiométricamente mediante coeficiente de calibración obtenidos en laboratorio y campañas de calibración en vuelo, las imágenes de cada proyecto son posteriormente evaluadas en calidad para cumplir los requisitos exigidos. En el caso de la validación radiométrica de las imágenes del proyecto CEFLES2 se ha realizado utilizando los datos espectrales en el espectro solar y térmico de las campañas de campo realizadas por los grupos de campo de CEFLES2, coordinados por la Universidad de Valencia.

VUELOS HIPERESPECTRALES Y DATOS DE CAMPO

Para cumplir los múltiples objetivos de la campaña CEFLES2, la ESA seleccionó varias zonas forestales, agrícolas, montañosas y urbanas en el sur de Francia y España, planificando adquisiciones de datos aeroportados y de campo en tres fechas distintas a largo del año 2007. Estas fechas se localizaron en el principio, mitad y final del ciclo vegetativo de los cultivos de regadío de las zonas seleccionadas.

Datos hiperespectrales

El sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS esta formado por: la plataforma aérea CASA-212, el sensor hiperespectral aeroportado AHS (Tabla 1), equipos de calibración de laboratorio, sensores de posicionamiento en vuelo GPS/INS, la cadena de proceso y metadatos y equipos de campo (1). En la plataforma del INTA también se instaló el sensor hiperespectral aeroportado HYPER SIM.GA, un prototipo de radiómetro pushbroom VNIR (512 bandas) + SWIR (256 bandas) de la empresa italiana Galileo Avionica (2).

Un total de 47 pasadas fueron realizadas a 983 m y 2.751 m de altura sobre el terreno. En cada pasada se adquirirían simultáneamente imágenes con los sensores AHS y HYPER, en el caso del AHS estas dos alturas se corresponden con 2,4 m y 6,9 m de tamaño de píxel respectivamente.

Datos de campo

Las campañas de campo realizadas durante las tres misiones de CEFLES2, consistieron en una toma de datos sobre los cultivos de las zonas seleccionadas: parámetros estructurales (ej. Índi-

Adquisición de imágenes	whisk-broom linescanning
Cobertura espectral	80 bandas: Visible Near Infrared (VNIR) + Shortwave Infrared (SWIR) + MidInfrared (MWIR) + LongwaveInfrared (LWIR)
FOV/IFOV	1.571 rad (90°)/2,5 mrad
Velocidades de barrido	12,5,18,75,25,31,25,25,35 rps 750 píxeles por línea (16% solapamiento lateral)
Resolución espacial	2,5 a 6,8 m @ 72 ms-1
Cobertura lateral	2.000 m a 5.500 m
Digitalización	12 bits

Tabla 1. Características Sensor Hiperespectral Aeroportado AHS.

ce de Área Foliar, altura de dosel), caracterización bioquímica (ej. Contenido en hoja de clorofila y agua), funcionamiento fisiológico (ej. Fluorescencia, intercambio de gases).

En estas campañas se adquirieron también medidas específicas para la calibración y validación de las imágenes hiperespectrales aeroportadas sobre áreas de cultivos vegetación y superficies naturales. Para la caracterización de la reflectancia de los distintos cultivos se utilizaron hasta cuatro espectro-radiómetros de campo ASD FieldSpecFR (3), este espectro-radiómetro registra la radiación entre 350 y 2.500 nm mediante una fibra óptica de 25° de ángulo de visión (Field Of View, FOV), pero ajustable con ópticas añadidas. Para la caracterización de la respuesta radiométrica en la región térmica se utilizaron dos radiómetros térmicos multispectrales de campo CIMEL 312 (4). El CIMEL 312-1 con 4 bandas y el CIMEL 312-2 con 6 bandas espectrales dentro de la ventana atmosférica de 8 a 14 micras.

PROCESO IMÁGENES AHS

Las imágenes del sensor hiperespectral aeroportado AHS fueron procesadas geométrica y radiométricamente mediante la cadena de proceso del Área de Teledetección del INTA, esta cadena realiza calibraciones, correcciones y metadatos de las imágenes para su posterior distribución.

La calibración a radiancia en el sensor de todos los canales dentro del espectro solar se realiza mediante los coeficientes de calibración obtenidos en laboratorio con una esfera integradora

(5). Para los canales térmicos se realiza mediante dos cuerpos negros, ajustables en temperatura, situados en el propio sensor que son observados en cada línea de imagen, se configuran a la temperatura mas baja y más altas esperadas para las superficies dentro de la cobertura de imagen. La corrección geométrica se realiza mediante el software de geocodificación paramétrica PARGE (6), incorporando para todas las imágenes la calibración geométrica realizada en una campaña de calibración geométrica realizada sobre lagunas de Tirez (Toledo) y el el Modelo Digital del Terreno. Para cada imagen PARGE requiere los datos del sistema de navegación inercial Applanix POSAV, que ha registrado las variaciones de posicionamiento y observación en cada línea de imagen ocasionadas por la plataforma aeroportada. La corrección atmosférica se realiza mediante la aplicación ATCOR4 (7) basada en el código de transferencia radiativa MODTRAN4 (8), esta aplicación incorpora la visibilidad y vapor de agua presente en la atmósfera mediante información externa o de la propia imagen del AHS.

Las imágenes AHS sobre terreno plano se procesaron y distribuyeron en producto L2b, que es la reflectancia y temperatura en el terreno georeferenciables con la función de geocodificación (igm por Input Geometry, ENVI) adjuntada. Para las imágenes sobre zona montañosa, con desniveles de 1.000 m, se procesaron y distribuyeron en producto L2c que es la reflectancia y temperatura en el terreno georeferenciada. Todas las imágenes y productos del AHS van acompañadas de ficheros XML de metadatos siguiendo el estándar ISO19115.

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AHS

Procedimientos para la estimación de la calidad geométrica y radiométrica de las imágenes AHS se realizan en un paso previo a la distribución de las imágenes, estas estimaciones evalúan el funcionamiento del sensor a lo largo de la campaña y determinan si las imágenes obtienen los requisitos demandados.

Validación geométrica

Todas las imágenes AHS del proyecto CEFLES2 fueron georreferenciadas a la proyección UTM huso 30 WGS84. La corrección paramétrica de las imágenes aeroportadas aplica para cada línea de imagen sus parámetros independientes del resto, con lo que dentro de la misma imagen puede haber zonas con mejor exactitud que otras. Los métodos utilizados para estimar la exactitud de la corrección geométrica en imágenes aeroportadas, son tanto, los clásicos aplicados a las imágenes de satélite de «Puntos de Control», como algunos avanzados que tengan en cuenta toda la imagen.

Siguiendo el método clásico de «puntos de control», la comparación de una muestra de puntos tomados de la ortofoto (SIGPAC, GEOPOR-

TAIL) sobre una selección de imágenes de todas las zonas adquiridas muestran un RMSE por debajo de los 2 píxeles, tanto para las pasadas altas como bajas.

Para una estimación más exacta del funcionamiento geométrico del AHS a lo largo de una campaña multitemporal, se ha aplicado un método basado en la correlación entre imágenes adquiridas sobre una misma zona en fechas distintas. La Figura 1 muestra la superposición del canal AHS 15 de la pasada sobre Marmande (Francia) en tres fechas distintas, la sub-escena de zona urbana se observa un perfecta superposición y en la sub-escena de zona agrícola los colores son debidos a diferencias radiométricas del estado fenológico de los cultivos en las tres fechas consideradas. La correlación imagen a imagen estima que todas las imágenes han tenido un comportamiento muy similar entre ellas, siempre por debajo de los 2 píxeles. Es en las bordes de la imagen donde se produce este error siendo muy cercano al píxel en el nadir de la imagen.

Validación radiométrica

La calidad radiométrica de los canales del espectro solar y térmico se han analizado a nivel de calibración y de corrección atmosférica.

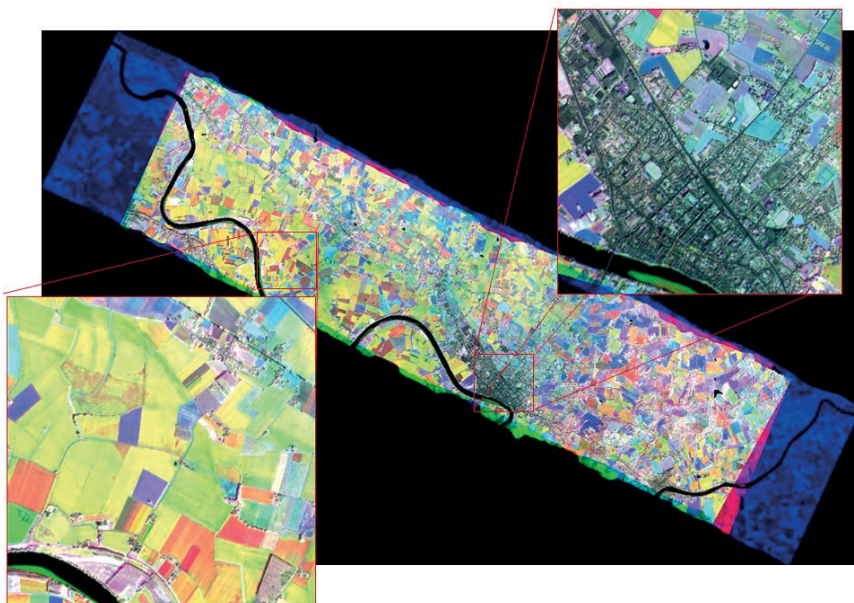


Figura 1. Imagen del canal AHS 15 multitemporal de las tres campañas CEFLES2.

Basándose en los dos cuerpos negros situado en el sensor y que son registrados al principio y final de cada línea de imagen, se calcula el ruido presente en todas las imágenes. La Figura 2 muestra los valores del incremento de radiancia equivalente al ruido (NEDL por Noise Equivalent Delta Radiance) y el incremento de temperatura equivalente al ruido (NEDT por Noise Equivalent Delta Temperatura) estimados mediante la desviación típica de la señal de los cuerpos negros a lo largo de la pasada. Las gráficas muestran en azul las pasadas bajas y en rojo las pasadas altas

Las reflectancias y temperatura en el terreno adquiridas por los grupos de campo de CE-

FLES2, se ha utilizado para la validación de las reflectancia y temperaturas de salida de la corrección atmosférica. Las temperaturas obtenidas con el sensor AHS después de la corrección atmosférica tienen un error de 1,3 K frente a los datos de campo, esta validación ha sido realizada por la Unidad de Cambio Global de la Universidad de Valencia. En el caso de las reflectancias del AHS, la Figura 3 muestra la comparación de la reflectancia AHS de una parcela de suelo desnudo frente a la obtenida por el espectro-radiómetro de campo ASD. La reflectancia del ASD ha sido previamente remuestreada a la resolución espectral del sensor AHS.

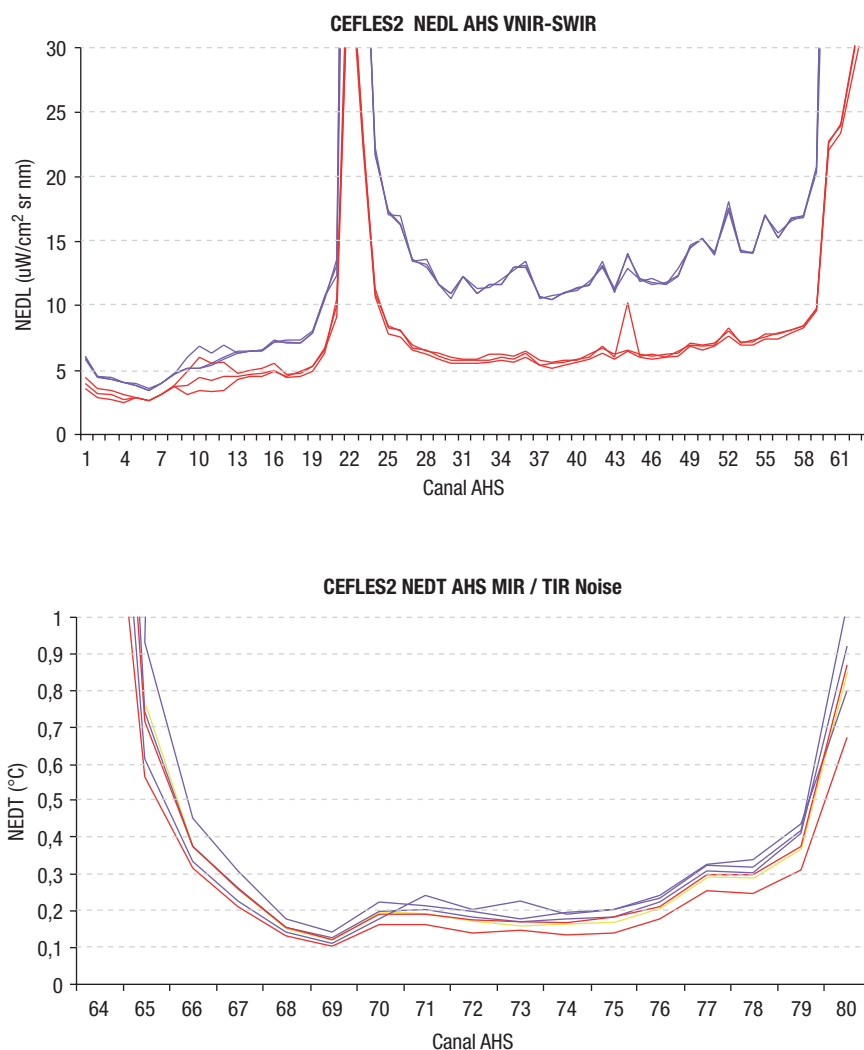


Figura 2. NEDL y NEDT de una muestra de imágenes AHS bajas (azul) y altas (rojas) en las tres misiones CEFLES2.

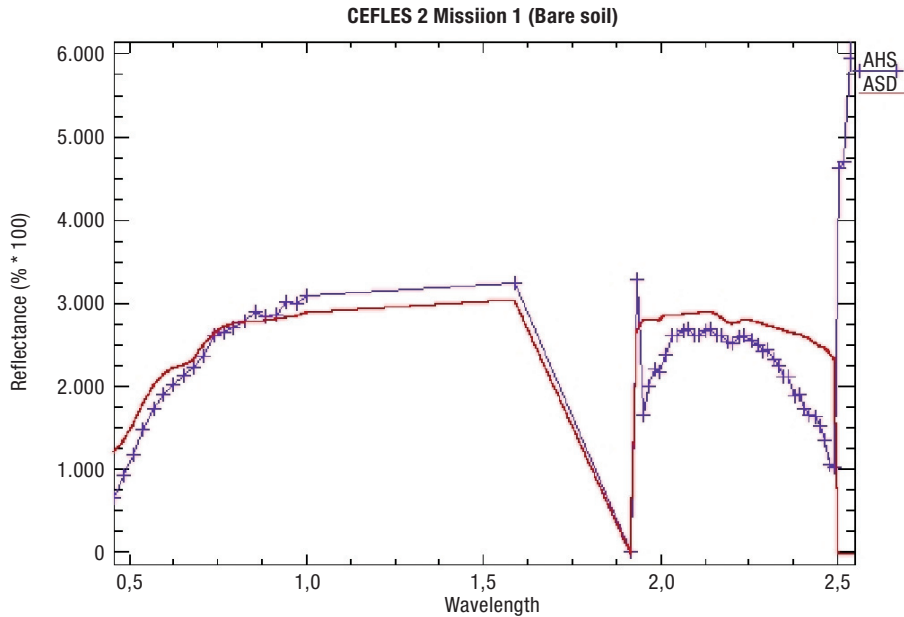


Figura 3. Comparación de la reflectancia obtenida por el AHS y el ASD en una parcela de suelo desnudo.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

En el marco del proyecto multitemporal de la ESA CEFLES2, un total de 47 pasadas del sensor hiperespectral aeroportado AHS fueron adquiridas y procesadas geométrica y radiométricamente. Un mes después de la realización de cada misión se entregaron los productos y metadatos de imagen.

El comportamiento geométrico del sensor AHS a lo largo de las tres misiones fue muy bueno alcanzando en todo momento los requisitos de exactitud geométrica en torno a 1 píxel y siempre por debajo de los 2 píxeles.

El comportamiento radiométrico se ajustó a los requisitos en términos de NEDL y NEDT y temperatura en el terreno. El error en reflectancia si supera el 5% para los primeros canales y partes finales del SWIR.

Las imágenes AHS están siendo parte del sistema de simulación de las imágenes y productos de la futura misión de GMES Sentinel-2.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto de la ESA: «Technical Assistance for Airborne/Ground Measurements in support of

Sentinel-2 mission during CEFLES2 Campaign». ESRIN/Contract N° 20801/07/I-LG

Al Departamento de Físicas y Unidad de Cambio Global de la Universidad de Valencia y en especial a José Moreno, Luís Alonso, José Sobrino y Juan Carlos Jiménez, por colaboración en la validación de los datos del sensor AHS.

REFERENCIAS

- FERNÁNDEZ-RENAU, A., GÓMEZ, J. A. & DE MIGUEL, E. 2005. The INTA AHS system. *Sensors, Systems, and Next-Generation Satellites IX. Proceedings of the SPIE*, 5978: 471-478.
http://www.selexgalileo.com/EN/Common/files/Galileo_Avionica/Relazioni_Esterne/Scheda_Prodotto_2/Electro_Optics_2/SIM_GA.pdf
<http://www.asdi.com>
<http://www.cimel.fr>
<http://www.labsphere.com>
<http://www.rese.ch/PARGE>
<http://www.rese.ch/ATCOR4>
 BERK, A., ANDERSON, G. P., ACHARYA, P. K., HOKE, M. L., CHETWYND, J. H., BERNSTEIN, L. S., SHETTLE, E. P., MATTHEW, M. W. & ADLERGOLDE, S. M. 2003. MOD-TRAN4 Version 3 Revision 1 User's Manual. Hanscom Air Force Base, MA: Air Force Res. Lab.

Análisis comparativo de las superficies regadas en los acuíferos del Campo de Montiel y La Mancha Occidental en el período 2004-2008

Comparative analysis of irrigated areas in Campo de Montiel and La Mancha Occidental aquifers during 2004-2008

M. Bea¹, S. Montesinos¹, C. Morugán² y S. Moraleda²
mbea@geosys.es

¹ GEOSYS. Sector Foresta, 23, locales 7 y 8. 50340 Tres Cantos. Madrid

² Confederación Hidrográfica del Guadiana. Ctra. de Porzuna, 6. 13002 Ciudad Real

Recibido el 02 de marzo de 2010, aceptado el 20 de mayo de 2010

RESUMEN

La declaración de sobreexplotación de los acuíferos de la Llanura Manchega conlleva el necesario control, por parte de la Confederación Hidrográfica del Guadiana, del Régimen anual de explotación de las aguas subterráneas. La teledetección desde satélite es, sin duda, la herramienta más eficaz para realizar este control. En esta comunicación se presenta el análisis comparativo de los resultados obtenidos en varios estudios en el periodo 2004-2008.

PALABRAS CLAVE: superficies en regadío, acuíferos sobreexplotados, régimen de explotación.

ABSTRACT

The aquifer's overexploitation declaration of La Llanura Manchega entails a necessary control by Guadiana River Basin Authorities about the yearly regime of exploitation of the groundwater resources. Without a doubt, remote sensing techniques with satellite images are the most efficient tool for realise this control. In the following paper, it's presented a comparative analyse of this study between different years 2004-2008.

KEY WORDS: irrigated area, overexploited aquifers, exploitation regime.

INTRODUCCION

El Texto Refundido de la Ley de Aguas en su artículo 56.1 y el Reglamento del Dominio Público Hidráulico en su artículo 171.1, indican que el Organismo de cuenca puede declarar los recursos hidráulicos subterráneos de una zona sobreexplotados o en riesgo de estarlo, debiendo imponer limitaciones a las distintas explotaciones del acuífero, mediante la elaboración del Plan de Ordenación de las extracciones y el establecimiento de regímenes anuales de explotación del acuífero. La Disposición Transitoria 3^a de la Ley 29/1985, de Aguas, dispone que, a los aprovechamientos de aguas privadas procedentes de pozos

en explotación, les serán aplicables las normativas que regulan la sobreexplotación de acuíferos.

Debido a la grave situación alcanzada en los acuíferos de la Llanura Manchega, en junio de 1989, mediante resolución de la Dirección General de Obras Hidráulicas, fue declarado sobreexplotado el acuífero de Campo de Montiel.

Por otra parte, la Junta de Gobierno de la Confederación Hidrográfica del Guadiana, en diciembre de 1994, declaró sobreexplotado el acuífero de La Mancha Occidental, cuya área fue ampliada mediante acuerdo de 22 de agosto de 2008 (D.O.C.M. del 10 de octubre de 2008).

Considerando los 5.125 km² declarados sobreexplotados en el acuífero de la Mancha Oc-

cidental y los 1.840 km² del acuífero del Campo de Montiel, la superficie total declarada sobreexplotada en la cuenca alta del Guadiana es de 6.965 km². En dichas zonas, existen unos derechos de regadío de unas 165.000 ha y 13.000 ha respectivamente.

Los trabajos se han desarrollado en los sistemas acuíferos de la Mancha Occidental y del Campo de Montiel, incluidos en el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Guadiana en virtud del Real Decreto 650/1987 (Fig. 1).

ANTECEDENTES

La cuantificación de las superficies regadas y el conocimiento de la distribución de los diferentes tipos de cultivos en regadío supone un aspecto clave para la realización de las tareas de gestión hídrica y planificación hidrológica sobre el territorio.

La teledetección espacial ha demostrado su potencial como herramienta válida para la elaboración de mapas de cultivos en regadío (Barón, 1999; Quintanilla *et al.*, 1997; Montero *et al.*, 2005; Montesinos y Bea, 2008), siendo una técnica capaz de proporcionar resultados fiables con costes económicos y periodos de respuesta rápidos en relación a otras posibilidades.

La cuenca alta del Guadiana, seguramente debido a la gravedad de los problemas ambientales a los que se enfrenta, ha sido una zona pionera en la elaboración de estudios para la determinación de superficies regadas a partir de técnicas de teledetección (Montesinos, 1990). En los últimos años, se han realizado estudios

anuales para la elaboración de mapas de cultivos en regadío dentro del ámbito de los acuíferos sobreexplotados.

En el año 2004, Geosys llevó a cabo para la Comisaría de Aguas del Guadiana, las asistencias técnicas «*Seguimiento del control del régimen de explotación del acuífero de La Mancha Occidental*» con el objetivo de evaluar las superficies de cultivos en regadío existentes en el año 2004, en la unidad hidrogeológica 04.04 y el «*Seguimiento del control del régimen de explotación del acuífero de Campo de Montiel*», en la U.H. 04.06.

En ambos casos, se trataba de detectar las superficies en cultivos herbáceos en regadío existentes en los acuíferos declarados sobreexplotados para, aplicando las dotaciones por cultivo establecidas en el Plan de Ordenación del Régimen de explotación, identificar aquellas explotaciones que incumplían el régimen dentro de los perímetros de sobreexplotación.

Los datos de viña del año 2004, se extrajeron del proyecto «*Estimación de consumos de cultivos en regadío en el ámbito territorial del Acuífero de La Mancha Occidental durante la campaña de riego de 2003*», elaborado a partir de los datos corregidos de declaraciones de cultivos de la PAC y de los consumos estimados por el Servicio Integral de Asesoramiento al Regante de la Consejería de Agricultura de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

Estos datos de viña provenían de las estadísticas de las declaraciones IT requeridas por la PAC y recopiladas por la Consejería de Agricultura, habiendo sido corregidos y complementados por las Delegaciones Provinciales de Agricultura y las Oficinas Comarcales Agrarias.

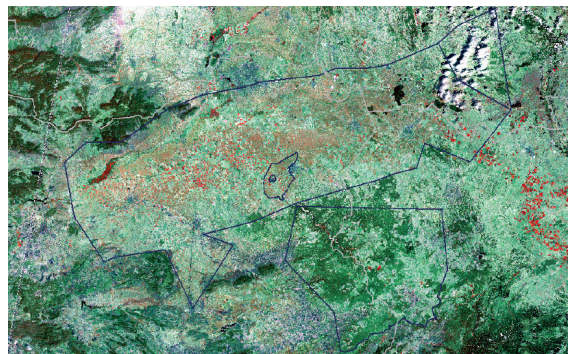


Figura 1. Ámbito de estudio: Unidad Hidrogeológica 0404, PA0401 y PS0406.

Por otro lado, durante los años 2005 y 2006 la empresa pública TRAGSA realizó, para la Confederación Hidrográfica del Guadiana, el estudio «*Estimación de superficies en regadío por teledetección en la cuenca del Alto Guadiana y acuíferos sobreexplotados. Campañas 2005 y 2006*», con el objetivo de cuantificar las superficies regadas y determinar el consumo de agua de los cultivos en regadío observados en la zona, a partir de las dotaciones teóricas ligadas a cada cultivo.

Por último, en los años 2007 y 2008, la Confederación Hidrográfica del Guadiana encargó la realización de las asistencias técnicas «*Estimación de las superficies realmente regadas en los acuíferos del campo de Montiel y de La Mancha Occidental*», donde además de cuantificar las superficies en regadío en los acuíferos en esos años, se realizó un análisis espacial comparativo de las superficies obtenidas desde 2004.

METODOLOGÍAS PARA LA ELABORACIÓN DE LOS MAPAS DE CULTIVOS EN REGADÍO

En relación a la metodología, cabe destacar, que en cada uno de los trabajos se han realizado distintas aproximaciones o bien se han introducido mejoras en las aproximaciones realizadas, aunque en todos los casos se han basado en el análisis multiespectral y multitemporal de datos de satélite.

Las imágenes empleadas han sido series temporales adquiridas por el satélite Landsat durante la primavera y verano de cada año, que han podido ser apoyadas con coberturas de imágenes SPOT adquiridas durante los veranos entre 2004 y 2008.

Durante el año 2004, la metodología de trabajo se ha basado en la clasificación multiespectral supervisada de una serie de imágenes de satélite Landsat distribuidas en seis fechas a lo largo de las campañas de primavera y verano. Esta clasificación se realizó para cada píxel determinado como superficie regada a partir de componentes principales derivadas del conjunto de imágenes disponibles.

Durante los años 2005 y 2006 las metodologías empleadas han sido análogas. Para los cultivos herbáceos se llevó a cabo un proceso de

clasificación multiespectral supervisada. Las precisiones de identificación (PI) obtenidas fueron del 81% para 2005 y del 88% para 2006, con una leyenda que contiene cereal, forrajes, cebolla, maíz, melón y otros cultivos regados. Para el viñedo se calculó un índice de vegetación (NDVI) sobre el total de la zona estudiada, a partir del cual se llevó a cabo una segmentación en tres categorías del viñedo identificado en la última versión disponible del SIGPAC. Estas tres categorías fueron denominadas «viñedo con NDVI alto», «Viñedo con NDVI medio» y «Viñedo con NDVI bajo». La primera de las clases ha sido asimilada al viñedo regado, realizándose un proceso de validación sobre la fiabilidad de los resultados así obtenidos. Según este análisis, la precisión de identificación del viñedo regado supera el 95% en las dos campañas.

En los años 2007 y 2008, también se han desarrollado dos procedimientos diferenciados para la estimación de las superficies realmente regadas, uno para cultivos herbáceos, basado en una aproximación mixta de clasificador en árbol-clasificación multiespectral de los datos de satélite y otro para la viña, basado en un análisis multicriterio.

Los cultivos herbáceos en riego han sido determinados a partir del cálculo de índices de vegetación, usándose umbrales definidos empíricamente a partir de datos de campo para la determinación de vegetación activa. Tras un posterior enmascaramiento, se han determinado las zonas de cultivos regados, que han sido ajustadas a los límites de las parcelas catastrales de la zona.

La asignación de las superficies regadas a las categorías de la leyenda temática de cultivos regados se ha realizado a nivel de parcela cultivada. Para ello, se han realizado diferentes procesos: fotointerpretación, análisis de cambios entre fechas y clasificación multiespectral supervisada del conjunto de fechas, de pares de fechas y de fechas aisladas.

Un porcentaje de la muestra no utilizado en estos procesos ha servido para ajustar un árbol jerárquico de decisión que se ha empleado para definir la metodología parcial que proporciona mejores resultados para cada cultivo y establecer prioridades entre ellas y entre cultivos. Este árbol de decisión ha servido para llevar a cabo el proceso de discriminación de cultivos.

La precisión global obtenida para el mapa de herbáceos regados de 2007 se sitúa en el 88% mientras que para 2008, ha sido del 90% en una clasificación que contiene cereal, ajo, forrajes, cebolla, girasol maíz, melón, pimiento y tomate, patata y otros herbáceos regados.

En el caso de la viña, las dificultades inherentes para la cuantificación del riego mediante el empleo de la teledetección de alta resolución resultan evidentes, dado que la respuesta captada por los sensores presenta una mezcla entre vegetación y suelo que dificulta el análisis de las características de las plantas (Arán *et al.*, 2001). Además, las diferencias en la conducción, tipología, variedad, edad y prácticas agrícolas introducen evidentes factores de variabilidad.

A todo esto se suma el hecho de que las dotaciones totales y frecuencia de los riegos oscilan notablemente en un gradiente que abarca desde viñedos en vaso que reciben un único riego de apoyo de varias horas en un día concreto, hasta explotaciones en espaldera regadas regularmente durante toda la campaña con objeto de maximizar la producción de uva.

A pesar de estos condicionantes, el empleo de imágenes de los satélites Landsat y SPOT proporciona una información de interés relacionada con los efectos del riego sobre el cultivo de la viña. Como complemento a esta información, se ha decidido emplear otros datos no numéricos que se encuentran disponibles o han podido ser georreferenciados y que se encuentran relacionados con la posibilidad de ausencia / presencia de riego, dentro de un enfoque de apoyo con información basada en el conocimiento del territorio (Richards, 1993).

Así, varios mapas de índices de vegetación y de diferencias de índices entre fechas han sido puestos en relación con otros mapas representando factores relacionados con la posibilidad de existencia de riego en los viñedos (inventarios de pozos, inscripción en el Registro de Aguas, usos del suelo previos a la plantación del viñedo, datos disponibles de campo de años anteriores, etc.), dentro de un procedimiento de evaluación multicriterio (Eastman *et al.*, 1998).

El modelo desarrollado ha sido ajustado zonalmente a partir de una muestra amplia de datos de campo (por encima de 16.000 ha en cada uno de los años) permitiendo obtener un peso asociado a cada mapa empleado que optimiza el

ajuste entre la información de partida disponible relacionada con el riego y la distribución de parcelas en regadío. Este modelo de evaluación multicriterio ha sido aplicado sobre el conjunto de parcelas de viñedo del territorio, determinado previamente mediante procesos de fotointerpretación a partir de ortofotografía digital en color con 50 centímetros de tamaño nominal de píxel.

La validación de los mapas obtenidos arroja una precisión global del 81%. La fiabilidad de la identificación de parcelas en secano se ha cifrado en un 88%, mientras que la fiabilidad en la identificación de riegos ha sido del 75%, lo que indica la necesidad de ajustar en mayor grado la metodología para conseguir identificar los riegos de apoyo y baja dotación, así como las plantaciones jóvenes, aún con poco desarrollo.

En ambos casos, los procesos se han realizado independientemente para cada una de las zonas resultantes de la segmentación del territorio. Esta segmentación tiene por objeto obtener áreas homogéneas, donde las variables estadísticas sean extrapolables y respondan a una distribución unimodal para que los algoritmos que se utilizan funcionen correctamente.

ANÁLISIS COMPARATIVO DE LOS RESULTADOS ENTRE 2004 Y 2008

En la tabla 1 se pueden ver los resultados obtenidos, desglosados en forrajeras con riego de ciclo largo, en cultivos herbáceos regados en primavera, en herbáceos regados con alta dotación en verano, y por último, en viñedo, que se ha convertido en el cultivo que presenta las mayores extensiones de superficie regada.

Los cultivos de forrajes (alfalfa y prados) se mantienen en un rango estable, no siendo demasiado representativos en relación al total.

Los herbáceos regados en primavera (fundamentalmente cereales) presentan cifras que oscilan considerablemente entre los diferentes años. Con objeto de explicar esta situación, se ha incluido un registro en la tabla, que representa la pluviometría media entre los meses de marzo y mayo, calculada como la media entre los datos recogidos por las estaciones del SIAR instaladas dentro de la zona de estudio.

Se observa como en un año con una primavera húmeda, como 2004, los cultivos de primave-

ra en regadío se cifran en unas 12.000 ha, mientras que en años secos como 2005 y 2006 este mismo dato se acerca a las 30.000 ha. Esta explicación se refuerza por el escaso valor añadido del cereal. Dado que el agua debe ser bombeada desde profundidades cada vez mayores, muchas parcelas reciben riegos de apoyo o incluso de emergencia, sólo cuando las condiciones climáticas obligan a ello.

En verano, la media de la superficie de herbáceos en regadío, en los últimos 5 años, es de 18.327 ha. Todos los años presentan cifras dentro del rango, con la mínima en el año 2006, con 14.326 ha y la máxima en 2005, con 22.544 ha. En el año 2008, la superficie de herbáceos en regadío prácticamente coincide con la media de los últimos 5 años.

Las mayores diferencias las encontramos en la estimación de la superficie de viña en regadío. Las cifras indicarían un crecimiento de la viña en regadío durante estos 5 años, que no se corresponde con ningún tipo de pauta real conocida.

La cifra de viña en regadío en el año 2004 (45.484 ha), está extraída de las declaraciones de la PAC y parece evidente que presenta un sesgo a la baja muy importante.

Por otro lado, para los años 2005 y 2006, la memoria del estudio del que se han extraído los datos, establece la fiabilidad del viñedo a partir de la Precisión de Identificación (PI). Ésta se ob-

tiene del cruce de la clasificación realizada por teledetección con los datos de viñedo en regadío y secano obtenidos en las campañas de campo realizadas en el verano de 2005 y en la primavera de 2006. Según se recoge en dicha memoria, la PI del viñedo regado en las dos campañas supera el 95% en la Mancha occidental. Sin embargo, dada la metodología que se empleó, no parece probable que la precisión de la estimación sea tan alta como la fiabilidad que se dice. El hecho de que la superficie identificada como viña regada aumente en 23.000 ha de un año a otro (lo cual implica un 45% de la viña en regadío cuantificada en 2005) avalaría esta afirmación.

Entre 2006 y 2007, la diferencia también resulta muy importante (18.000 ha) y tiene obligatoriamente que deberse a las diferencias en la aproximación metodológica empleada, ya que el ritmo de crecimiento del viñedo en regadío no ha podido ser tan intenso en un solo año. En este sentido, resulta inquietante que la fiabilidad global (definida como el cociente entre la superficie correctamente identificada como regadío en la muestra de validación y el total de superficie de viña usada en la validación) sea tan elevada en ambos estudios, ya que indica que la rigurosidad del proceso de validación en alguno de los dos (o en ambos) resulta cuestionable. Esta inquietud se basa en la respuesta de cualquier usuario ante un análisis comparativo de este ti-

Tipo cultivo	2004	2005	2006	2007	2008
Forrajeras	938	773	1.481	1.156	689
Herbáceos en primavera	11.894	27.594	31.071	5.163	24.377
Herbáceos en verano	17.758	22.544	14.326	18.485	18.523
Viña en regadío	45.484	52.572	75.554	94.428	92.134
TOTAL (ha)	76.074	103.483	122.432	119.232	135.723
Total PRIMAVERA	11.894	27.594	31.071	5.163	24.377
Total VERANO	18.696	23.317	15.807	19.641	19.212
Total VIÑA	45.484	52.572	76.389	94.428	92.134
Consumo estimado (Hm³)	212,85	276,30	274,80	264,70	283,30
Precipitación acumulada media en marzo-mayo (mm)	240	37	142	195	149

Tabla 1. Estimación de superficies regadas (en hectáreas) y consumos para el período 2004-2008.

po, que en muchas ocasiones le puede llevar a rechazar, de forma general, la propia técnica.

La cifra obtenida en 2008 resulta muy similar a la de 2007, a pesar de la complejidad propia de la cultura vitícola (arranques, nuevas plantaciones, riegos de apoyo, etc.).

En 2008, la muestra de campo se recogió, dentro de cada una de las zonas resultado de la segmentación territorial, dentro de polígonos catastrales completos y con una distribución de muestreo proporcional según la viña total existente en cada segmento. De esta forma, fue posible realizar un proceso estadístico de expansión directa para la estimación de la cifra esperable de viña en regadío existente (basada en un porcentaje de muestra del 12% del total), que se situó en el entorno de las 90.000 ha.

Igualmente, se realizó un análisis de incertidumbre que indicó que la superficie de viña en regadío en los perímetros de sobreexplotación, estaba en torno a las 95.000 ha, en un intervalo que podía oscilar entre las 88.000 ha y las 102.000 ha.

Desde el punto de vista del consumo de agua, las diferencias en las superficies cuantificadas en los distintos años, no tienen una relevancia significativa. Así, si no consideramos el año 2004, por las razones que venimos argumentando, el consumo en el año 2008 representa el máximo con 283,30 Hm³ y el mínimo se registraría en el año 2006, con 264,70 Hm³. La desviación con respecto a la media es de 8-10 Hm³. Las dotaciones empleadas para la estimación del consumo son las establecidas para cada cultivo dentro del Plan de Ordenación de las Extracciones del acuífero de la Mancha Occidental, aprobado como consecuencia de la declaración de sobreexplotación del acuífero.

Sin embargo estas cuantificaciones presentan dos factores de variabilidad que deben ser tenidos en cuenta: los cambios interanuales en las superficies regadas debidas a las diferencias de climatología y la necesidad de ajustar las dotaciones de consumo.

La distribución de los diferentes tipos de cultivos dentro del área de estudio se muestra en la Figura 2.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La estimación de superficies regadas en un territorio se realiza de forma habitual mediante di-

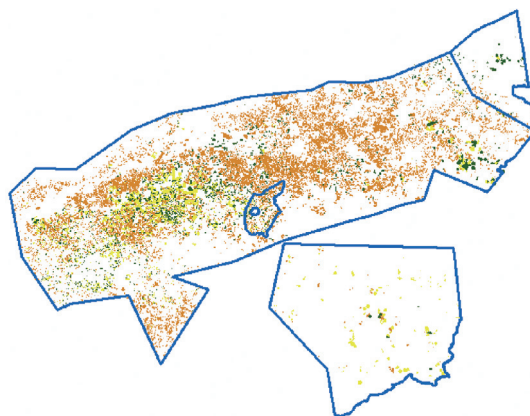


Figura 2. Distribución de superficie regada en 2008 dentro de la zona de estudio. Se representan los cultivos herbáceos regados en primavera (en amarillo), los cultivos herbáceos regados en verano (en verde) y el viñedo regado (en naranja).

ferentes técnicas, que integran trabajos estadísticos, recopilación de declaraciones de agricultores, trabajos de campo y proceso de datos geográficos.

La teledetección se ha convertido en una herramienta aceptada para su empleo en este tipo de estudios, proporcionando información detallada acerca de la distribución de cultivos en el territorio, posibilitando mejoras en la calidad de los resultados, la obtención de datos adicionales así como ahorros en costes y tiempos de respuesta.

En relación a los resultados, hay que tener en cuenta que el mapa de distribución de las superficies realmente regadas en los acuíferos, es un mapa dinámico que cambia cada año, por lo que se recomienda su actualización continua, apoyando el mapa de referencia obtenido para el año 2008, con campañas de campo dirigidas a:

- i) cultivos herbáceos de verano, como mayores consumidores de agua,
- ii) los cereales, para determinar en que grado se riegan dependiendo de las precipitaciones del año, y
- iii) la viña en regadío, dado que es el cultivo con mayor extensión en la zona, y cuya tendencia es al alza.

Se recomienda también una revisión de los datos administrativos relacionados con las concesiones de uso privativo de aguas, que deben ser unos datos de referencia en este tipo de estudios, pero que como se ha visto, en la actualidad contienen errores sustanciales.

Por último, se recomienda el desarrollo de nuevos escenarios de consumo de agua basados en la integración del mapa de superficie regadas con medidas en campo de caudalímetros distribuidos estadísticamente y en función de este mapa base.

REFERENCIAS

- ARÁN, M., VILLAR, P., XANDRI, J., ALBIZUA, L., LERÁNOZ, A., ZALBA, M. & FARRÉ, X. 2001. Estudio de las relaciones entre propiedades del suelo, cubierta vegetal y respuesta espectral en el cultivo de la viña. En: *Teledetección, Medio Ambiente y Cambio Global* 29-32. Universidad de Lleida
- BARÓN, A. 1999. Experiencia sobre la evaluación de las extracciones de agua subterránea en las Islas Baleares. En: Ballester *et al.* (1999): Medida y evaluación de las extracciones de aguas subterráneas. ITGE. Madrid. pp. 43-54. ISBN: 84-7840-361-2.
- EASTMAN, J. R., JIANG, H. & TOLEDANO, J. 1998. Multi-criteria and multi-objective decision making for land allocation using GIS. En: «Multi-criteria analysis for land-use management». Ed. by Beinat, E., and Nijkamo, P. (Kluwer Academic Publishers), pp. 227-251.
- MONTERO, I., RODRÍGUEZ-PÉREZ, A. J., CIFUENTES, V., MARTOS, J. C., MOLINA, F., RODRÍGUEZ-ÁLVAREZ, J. A., OYONARTE, N. & MUÑOZ, A. 2005. Mejoras metodológicas en la estimación por teledetección de la superficie en regadío en la demarcación de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. XI Congreso Nacional de TELEDETECCIÓN. Puerto de la cruz (Tenerife).
- MONTESINOS, S. 1990. Teledetección: su utilización en la cuantificación y seguimiento de recursos hidráulicos aplicados al regadío. *Informaciones y Estudios*, 51, MOPU (ed), 106 pp.
- MONTESINOS, S. & BEA, M. 2008. Aplicaciones operativas de la Teledetección en la Planificación y Gestión del Medio Hídrico. *Revista de Teledetección*, 29: 91-100,
- QUINTANILLA, A., CASTAÑO, S., MONTESINOS, S., GARCÍA-CONSUEGRA, J. & NAVARRO, E. 1997. Aproximación al estudio de la evolución temporal de la superficie en regadío en la cuenca del río Segura mediante técnicas de teledetección y SIG. *Teledetección: usos y aplicaciones*, 39-46. Universidad de Valladolid.
- RICHARDS, J. A. 1993. Remote Sensing digital image analysis. Springer-Verlag. 340 pp.

Seguimiento del estado ecológico de las aguas continentales superficiales españolas mediante imágenes MERIS

Monitoring the ecological state in Spanish inland water using MERIS images

J. A. Domínguez¹, C. Arancón², C. Alonso¹, A. Alonso¹, C. de Hoyos¹ y A. Quesada²
jose.a.dominguez@cedex.es jadomin@dfmf.uned.es

¹ Centro de Estudios Hidrográficos (CEDEX). P.º Bajo Virgen del Puerto, 3. 28005 Madrid

² Universidad Autónoma de Madrid. Departamento de Biología

Recibido el 03 de marzo de 2010, aceptado el 20 de mayo de 2010

RESUMEN

La teledetección tiene como uno de sus objetivos poder proporcionar información de utilidad en el menor tiempo posible para la toma de decisiones. En esta línea se han realizado multitud de estudios de teledetección en calidad de agua llegando a la conclusión de la necesidad de disponer de un sensor con bandas espectrales estrechas y centradas en las longitudes de ondas apropiadas, con una periodicidad alta y una adecuada resolución espacial. El sensor MERIS reúne casi todas estas características, siendo su resolución espacial (300 m) la más crítica. Aprovechando las facilidades que proporciona la ESA para la realización de investigaciones con imágenes de los sensores de ENVISAT, durante los últimos años se han realizado las investigaciones necesarias y colaboraciones en todas las áreas (radiometría de campo, corrección atmosférica, desarrollo de algoritmos y software) para poder proporcionar en el menor tiempo (1 hora desde la recepción de la imagen) una cartografía fiable en calidad de agua. A continuación se presenta un resumen de todas las investigaciones así como de la operatividad del sistema.

PALABRAS CLAVE: MERIS, cartografía de calidad de aguas, aguas continentales, estado trófico, estado ecológico, Directiva Marco del Agua.

ABSTRACT

Remote sensing has as an aim to give useful information in the shortest possible time in order to make the taking of decisions easier. This is why so much research on water quality using remote sensing has been done, the conclusion of which implies the necessity of disposing of narrow spectral bands in the appropriate wavelengths, with a high periodicity and the right spatial resolution. MERIS has most of these characteristics, with a critical spatial resolution of 300 metres. Taking advantage of ESA convenience to supply researchers with ENVISAT sensor imagery, in the last years there has been a lot of research in every area (field radiometry, atmospheric correction, algorithm development and software) in order to produce in the shortest possible time (an hour since the reception of imagery) an accurate and trustworthy water quality cartography. A summary of this research and the working of this system are presented below.

KEY WORDS: MERIS, water quality cartography, inland water bodies, trophic state, ecological state, Water Framework Directive.

INTRODUCCION

La orden ministerial ARM/2656/2008 en la cual se produce la adaptación del Reglamento de

la Planificación Hidrológica a los cambios introducidos en el texto refundido de la Ley de Aguas, transposición de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE que establece un marco co-

munitario en política de aguas, define la tipología de la masas de agua, así como los indicadores de calidad hidromorfológica, calidad fisicoquímica y presentación del estado ecológico de las aguas continentales superficiales. El Centro de Estudios Hidrográficos durante el siglo XXI viene realizando diversos proyectos con el fin último de disponer de un sistema operacional de seguimiento del estado ecológico de las masas de aguas continentales eficaz para la gestión de las aguas continentales españolas. Para ello era necesario disponer de un satélite con un resolución espectral, temporal, radiométrica y espacial adecuada. El único sensor que cumple la mayoría de los requerimientos necesarios para realizar este seguimiento es el sensor MERIS instalado en el satélite ENVISAT; la única deficiencia de este sensor es su resolución espacial (300 m), aunque es suficiente para poder realizar el seguimiento del 80% de las masas de agua españolas (Peña *et al.*, 2004).

METODOLOGÍA

La idea inicial era utilizar imágenes L2, correspondientes a imágenes de reflectividad proporcionadas por la ESA, a las cuales se les aplicarían modelos desarrollados a partir de datos de campo. La diferencia existente entre los valores de reflectividad de las imágenes L2 de MERIS con los valores de reflectividad de agua, en masas de aguas continentales, era tal que se des-

carto su utilización para el seguimiento de parámetros de calidad de agua, por lo que se decidió utilizar nivel L1b de MERIS (Peña *et al.*, 2004). La metodología para implementar el sistema de seguimiento del estado ecológico de las aguas continentales podemos resumirla en:

a) Generación de librería espectral de ecosistemas acuáticos continentales. Los datos a adquirir en campo corresponderían a medidas de reflectividad, medidas de perfiles con sonda multi-paramétrica y muestras del primer espesor óptico para analizar pigmentos mediante HPLC y fitoplancton (Ruiz-Verdú *et al.*, 2008, Domínguez *et al.*, 2008). La reflectividad medida desde una embarcación a una determinada altura respecto a la superficie del agua es:

$$R_{rs} = (L_{sfc} - \rho \cdot L_{sky}) / E_s$$

donde E_s es la irradiancia solar, L_{sfc} es la radiancia procedente del agua y L_{sky} es la radiancia procedente del cielo.

Estas variables se midieron con un espectrorradiómetro ASD-FR un espectralón y con un panel de referencia lambertiano gris del 25%.

A partir de los datos de campo (velocidad del viento) y la información auxiliar (ángulos cenitales solares) se determinan los valores de R_{rs} a partir del modelo de transferencia radiativa (Mobley 1999).

La sonda multi-paramétrica consta de: CTD y fluorómetros de clorofila-a, materia orgánica disuelta coloreada (CDOM), ficocianina y ficocitrina, así como un turbidímetro y un sensor

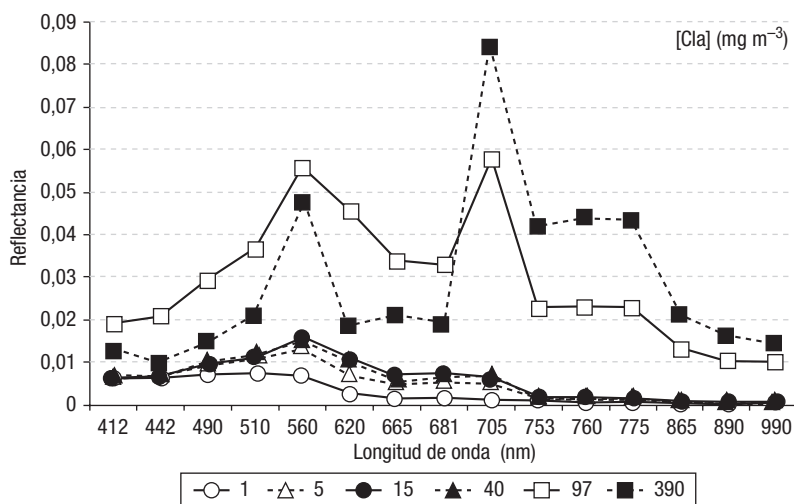


Figura 1. Espectros de campo para diferentes valores de concentración de clorofila-a.

Pigmentos	Grupos taxonómicos
Peridina	Dianoflagelados
Fucoxantina	Diatomeas (algo en dinoflagelados)
Neoxantina	Euglenofíceas (algo en clorofíceas)
Violaxantina	Clorofíceas
Alloxantina	Criptofíceas
Luteína	Clorofíceas
Zeaxantina	Cianobacterias
Clorofila-b	Clorofíceas (algo en uglonofíceas)
Clorofila-a	Todos
Feofitina-a	Todos

Tabla 1. Los pigmentos analizados y grupos taxonómicos de algas a los que corresponden.

PAR. El proceso de filtrado de las muestras para el análisis de pigmentos fotosintéticos se realiza mediante una bomba de vacío de baja presión que absorbe el agua de una rampa en la cual se colocan los recipientes con filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F de 25 mm de diámetro y 0,7 µm de tamaño medio de poro. El análisis mediante cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) consta de 2 fases, la fase de extracción y el análisis de pigmentos mediante un equipo de cromatografía de líquidos de alta resolución (HPLC), con muestreador automático y detector de Diodo Array, de la casa Hewlett-Packard (actual Agilent), modelo 1050.

b) Desarrollo de algoritmos. Los algoritmos que hasta el momento se han desarrollado son

los correspondientes a la concentración de clorofila-a [Cla] y ficocianina [PC].

La concentración de clorofila-a como indicador de biomasa y la concentración de ficocianina, pigmento característico de las cianofíceas, debido a que algunas de ellas son tóxicas (Peña y Domínguez, 2006; Ruiz-Verdú *et al.*, 2008). Los algoritmos se han determinado a partir de datos de campo, en el mismo punto se han medido espectros de agua, que posteriormente se han transformado en espectros de agua correspondientes a las bandas del sensor MERIS, concentración de clorofila-a en muestras posteriormente determinadas en el laboratorio mediante HPLC y medidas «in situ» mediante fluorómetro, previamente calibrado, en el caso de la ficocianina.

El algoritmo de concentración de clorofila-a en función de las bandas MERIS (Fig. 2) corresponde a una función por partes, necesaria debido a que en los espectros de campo en todos se observa el primer mínimo de absorción de la clorofila-a, pero no en todos se observa el segundo, sólo en aquellos en la concentración de clorofila-a es elevada:

— Para valores altos de concentración de clorofila-a y en la cuales se observan con claridad los valores para la cual se utiliza la banda de absorción de la clorofila-a (banda 7) y la fluorescencia de la clorofila-a (banda 9).

— La segunda corresponde a aquellos valores de concentración de clorofila-a bajos y para

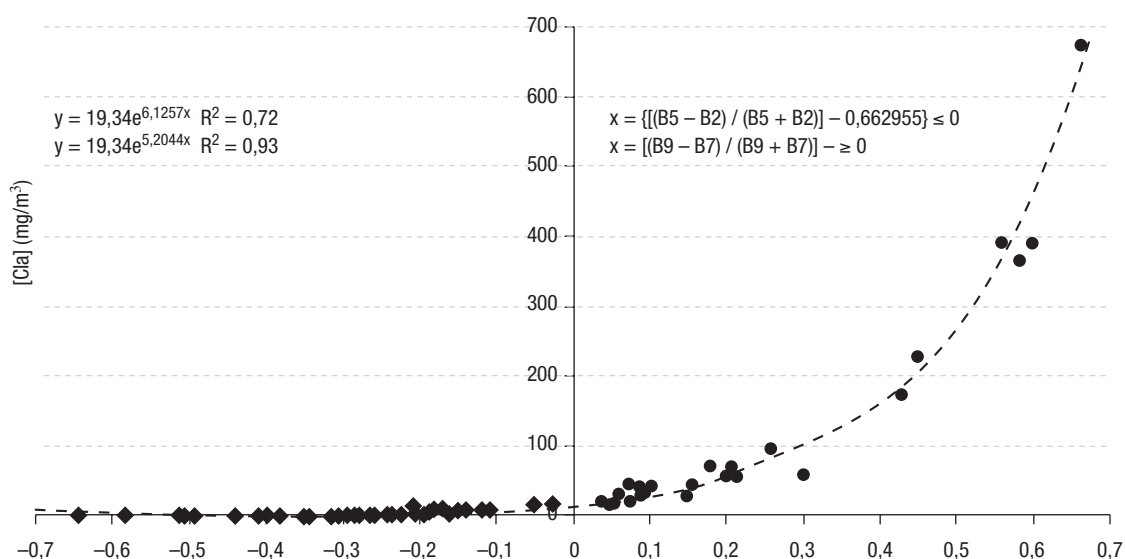


Figura 2. Analizando los espectros de campo se observa la necesidad de encontrar una función compuesta pero continua para la concentración de clorofila-a ($p < 0,001$, $n = 78$).

los cuales no hay respuesta espectral representativa para las longitudes de ondas de 680 nm y 705 nm, En este caso se utilizaron la banda correspondiente a la absorción de la clorofila-a, (banda 2) y el máximo de reflectividad del verde (banda 5).

El algoritmo utilizado para la concentración de la ficocianina [PC] en función de las bandas MERIS (Peña y Domínguez, 2006): $[PC] = 46678 \exp\{5.1864 \cdot [(B9 - B6)/(B9 + B6)]\}$ $R^2 = 0.9211$

c) Corrección atmosférica de imágenes L1b. Una buena corrección atmosférica supone una cartografía temática con precisión; supuestamente esta correspondería al nivel L2 de MERIS, sin embargo la ESA no ha podido proporcionar el procesamiento de precisión requerido (Peña *et al.*, 2004). Esta fue la razón por la cual se analizaron los diversos tipos de corrección atmosférica existentes, comparando los espectros obtenidos en campo con los correspondientes a cada una de las correcciones atmosféricas utilizadas en el mismo punto: el nivel L2 de MERIS, ATCOR, SCAPE-M. Se observó que la mejor corrección atmosférica correspondía a la realizada por SCAPE-M. Sin embargo, la banda 2 correspondiente a 442 nm, banda de absorción de la clorofila-a que en los datos de campo corresponde con un mínimo de reflectividad, interesante para poder utilizarla en la determinación de valores bajos de concentración de clorofila-a, presentaba un error excesivo y no deseado. Pa-

ra esta banda se mejoró la corrección en el agua, denominándola (SCAPE-M_B2), a partir de la comparación de los espectros de campo y la corrección SCAPE-M se determinó un procedimiento de doble corrección atmosférica que consiste en comparar la versión β de SCAPE-M y la definitiva para la banda 2 y restar este último valor menos el primero.

d) Validación de algoritmos en las imágenes MERIS. La validación de los algoritmos de clorofila-a y demás pigmentos fotosintéticos se realizó con la comparación de datos de campo correspondiente a las campañas de campo realizadas en el 2006, para el seguimiento de la evolución temporal de la Perellonada (inundación de las arrozales que circundan el lago de la Albufera) y calidad de las aguas de La Albufera de Valencia (CEDEX, 2007) y las realizadas para la campaña 2007, proyecto de un procesador de aguas continentales eutróficas a nivel europeo para MERIS (Koponen *et al.*, 2008). Los algoritmos obtenidos se aplican a las imágenes L1b de MERIS con la corrección previa atmosférica SCAPE-M-B2 y se comparan con los datos de campo, obteniendo unos errores cuadráticos medios aceptables: $RMSE[Cl_a] = 8,60 \text{ mgm}^{-3}$ y $RMSE[PC] = 12,92 \text{ mgm}^{-3}$

e) Automatización de la cartografía temática. La distribución de imágenes L1b de MERIS para los proyectos de investigación de la ESA se realiza mediante petición de la imagen a través del programa EOLISA. Este software sólo permite adquirir cuarto de imagen total y el tiempo

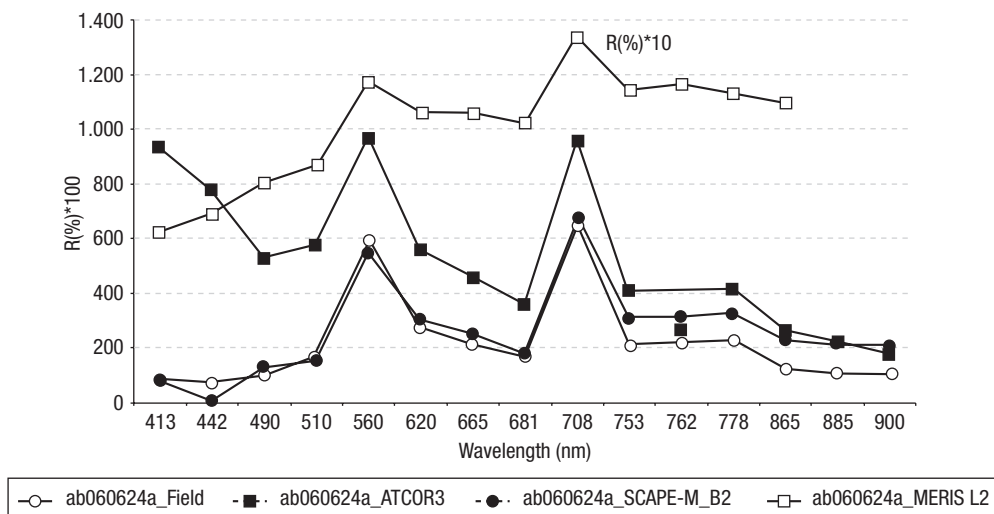


Figura 3. Comparación de los diferentes modelos de corrección atmosférica (L2, ATCOR, SCAPE-M_B2 y datos de campo), en el punto ab060624a, correspondiente al muestreo realizado en el lago de la Albufera el 24 de junio de 2006.

entre la solicitud y la llegada de la imagen, que corresponde al cuarto de la imagen adquirida por MERIS, suele ser de unas 4 horas. Para tener la imagen completa hay que realizar un pedido de 4 cuartos de imágenes. Los cuartos de imagen se georreferencian a partir de los datos orbitales y así se puede realizar el mosaico de la imagen. El mosaico realizado a partir de estas imágenes presenta errores de continuidad. Este problema se resuelve corrigiendo los cuartos de imagen, con puntos de control respecto a una imagen de referencia generada a partir del mosaico de las imágenes TM del satélite Landsat para toda la península. Una vez que las imágenes están corregidas atmosférica y geométricamente están preparadas para trabajar con ellas. Los algoritmos se aplican en las masas de agua y para determinar éstas se realiza el análisis del histograma de una banda del infrarrojo cercano para generar una máscara de agua. La banda del infrarrojo seleccionada es la banda 14. El análisis del histograma de la banda 14 se ha realizado para más de 60 imágenes y se ha llegado a la conclusión de considerar que se realizará una buena máscara de agua en más del 99% de las imágenes para valores inferiores al 9% de reflectividad, evitando las sombras generadas por las nubes. A las imágenes se les aplica la máscara de agua para disponer de una imagen de agua para cada fecha. La imagen de agua tiene en cada banda los valores correspondientes a reflectividad sólo en las masas de agua, a las cuales se les

aplican los algoritmos de los pigmentos y se obtiene la cartografía temática.

f) Generación de datos a multi-escala espacial: local y estatal. La realización de los mapas temáticos es el primer paso, sin embargo en la toma de decisiones se necesita disponer de un dato para toda la masa de agua, este valor deseado, para poder tomar una rápida decisión, se obtendrá como media de los valores correspondientes a cada masa de agua. Además es interesante conocer los valores mínimo, máximo y desviación típica de cada masas de agua para cada variable. Para ello se ha diseñado y programado en IDL un programa (estadisticaporggrupo.pro), que a partir de la imagen de cada pigmento y la imagen de agua realiza la segmentación de la imagen de agua y determina las coordenadas geográficas del centroide de cada grupo de píxeles, y calcula el mínimo, máximo, media y desviación típica, para cada grupo de píxeles correspondiente a una masa de agua.

RESULTADOS

El trabajo desarrollado durante los últimos años nos ha permitido, entre otras cosas, conocer las características espectrales de las masas de agua continentales españolas, colaborar con otros investigadores para poder obtener una buena corrección atmosférica y desarrollar un sistema de seguimiento del estado de la calidad de

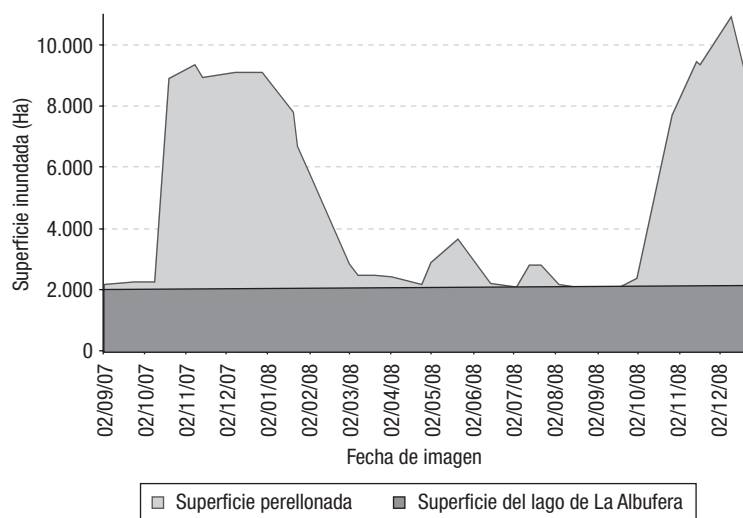


Figura 4. Seguimiento de la masa de agua del Parque de La Albufera desde 2/09/2007 hasta 22/12/2008.

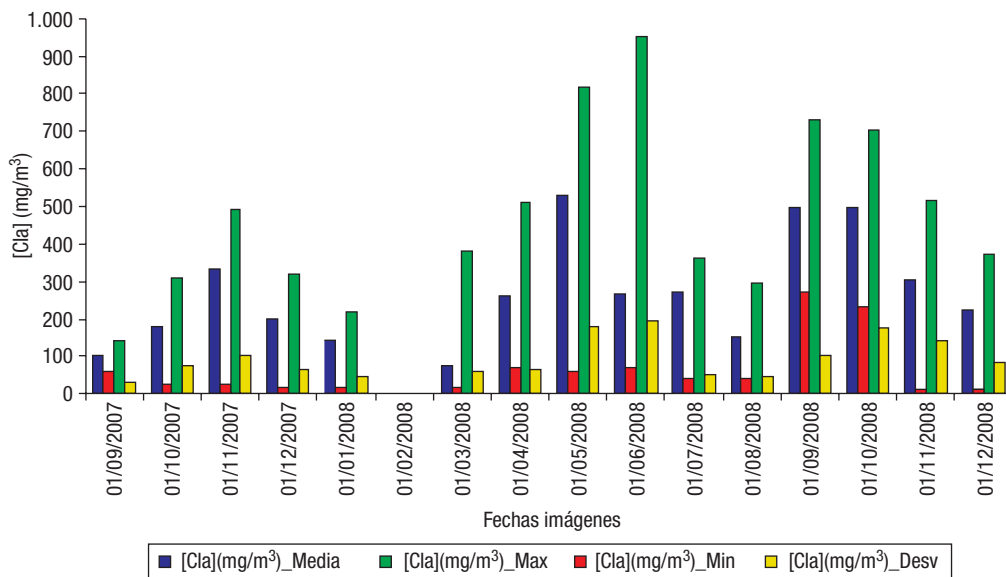


Figura 5. Seguimiento de los valores mínimo, máximo, media y desviación típica de la concentración de clorofila-a (mg/m³).

las aguas continentales, eficaz en un tiempo que podemos considerar cuasi-real. El día 18 de marzo de 2009 por la tarde se pidieron a la ESA las 4 imágenes correspondientes a dicho día. A primera hora del día 19, la ESA nos envió el correo para descargar el fichero con las imágenes; 30 minutos después teníamos las imágenes y 2 horas más tarde la cartografía temática definitiva

lista para ser difundida mediante Internet. Durante los primeros meses del 2008 se fueron resolviendo los últimos problemas del sistema de seguimiento de la calidad de las aguas continentales mediante teledetección y para ver su utilidad se empezó a solicitar imágenes a la ESA L1b de MERIS desde septiembre de 2007. El análisis de las imágenes sin nubes de la península no

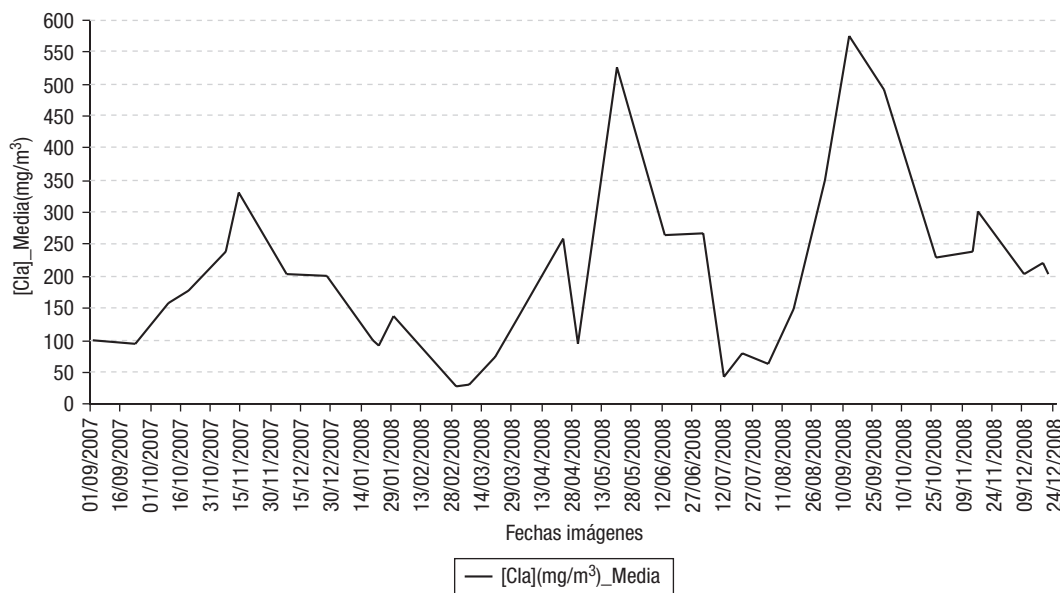


Figura 6. Evolución temporal de concentración media de clorofila-a (mg · m⁻³) en el lago de La Albufera entre (2/09/2007) y (22/12/2008).

fue tan satisfactorio como se deseaba y por lo tanto la periodicidad teórica de las imágenes MERIS de 3 días no siempre se cumple. La potencia de la metodología desarrollada se observa en el seguimiento del humedal de La Albufera de Valencia entre septiembre de 2007 y diciembre de 2008, una vez determinada la concentración de clorofila-a se realizó el seguimiento de la zona inundada y se determinó la superficie del lago de La Albufera en 2.350 Ha, comparado con la superficie determinada (2.027 Ha) con sensores de mayor precisión (CEDEX, 2007). La ausencia de imágenes durante el mes de febrero del 2008 debido a la cubierta nubosa no impide observar los valores bajos a primeros de marzo de 2008, correspondientes a la fase clara que se produce en la Albufera.

CONCLUSIONES

La teledetección a través de imágenes MERIS y siguiendo la metodología expuesta en este trabajo proporciona mayor información de la masa de agua y de la cuenca, incorporando la variable temporal a la Directiva Marco del Agua.

Los mapas obtenidos permitirían obtener cartografía de utilidad en la gestión de:

- Estado Trófico de las Aguas Continentales, sencillamente delimitando los valores para cada nivel de eutrofia.

- El estado ecológico (EQR) de las masas de aguas, ya que conocemos el nivel más bajo y óptimo para cada tipología de masas de agua y por lo tanto podemos determinar EQR al dividir cada píxel por este valor.

- Un sistema de vigilancia de posible toxicidad por cianobacterias con dos niveles: el nivel-1 ($[Cl_a] < 50 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ y $[PC] > 30 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$), lugares donde hay posibilidad de encontrar cianobacterias y el nivel-2 ($[Cl_a] > 50 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ y $[PC] > 30 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$), a los que habría que ir a muestrear lo antes posible para analizar dichas muestras en laboratorio.

Una vez desarrollado la metodología es necesario su puesta en funcionamiento a un nivel de producción eficaz y útil para la gestión de las masas de aguas españolas. Para ello esta metodología se ha transferido al Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino con el objetivo de la puesta en marcha del sistema de producción adecuado para su eficaz utilización.

REFERENCIAS

- CEDEX. 2007. Seguimiento de la evolución temporal de la Perellonada y calidad de las aguas de La Albufera de Valencia.
- DOMINGUEZ, J. A., ALONSO, C. & ALONSO, A. 2008. *Remote Sensing as a Basic Toolbox for Monitoring Water Quality Parameters and as a System of Surveillance of Cyanobacterial Harmful Algae Blooms (SCYANOHABS)*. 2008 IEEE International Geoscience & Remote Sensing Symposium. Boston Massachusetts, USA.
- KOPONEN, S., RUIZ-VERDÚ, A., HEEGE, T., HEBLINSKI, J., SORENSEN, K., KALLIO, K., PYHÄLAHTI, T., DOFFER, R., BROCKMANN C. & PETERS, M. 2008. *Development of MERIS Lake Water Algorithms*, Ciudad, ESRIN Contract N° 20436/06/I-LG, http://www.space.tkk.fi/research/projects/water_quality_monitoring/MERIS_Lakes.html. Frascati (Italia).
- MOBLEY, C.D. 1999. Estimation of remote sensing reflectance from above-surface measurements. *Applied Optics*, 38: 7442-7455.
- PEÑA, R., DOMÍNGUEZ, J. A., DE HOYOS, C. & RUIZ, A. 2004. Mapping of photosynthetic pigments in Spanish reservoirs. Presented at MERIS user workshop <http://www.esa.int/esapub/conference/toc/tocSP549.pdf>.
- PEÑA, P., & DOMÍNGUEZ, J. A. 2006. Using remote sensing for monitoring wetlands in Spain. Presented at GlobWetland: looking at wetlands from space. www.esa.int/esapub/conference/toc/tocSP634.pdf
- RUIZ, A., SIMIS, S. G. H., DE HOYOS, C., GONS, H. J. & PEÑA, P. 2008. An evaluation of algorithms for the remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote Sensing of Environment*, 112: 3996-4008.

Análisis de correlaciones entre la temperatura del aire y la temperatura de las superficies vegetadas medida con radiometría térmica

Regression analysis between air temperature and vegetated-surface temperature measured by thermal radiometry

R. Niclòs¹, M. J. Estrela², J. A. Valiente¹ y M. J. Barberà¹
niclos@ceam.es

¹ *Unidad Mixta CEAM-UEVG. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. C/ Charles Darwin, 14. 46980 Paterna*

² *Unidad Mixta CEAM-UEVG. Departamento de Geografía. Universidad de Valencia. C/ Blasco Ibáñez, 28. 46010 Valencia*

Recibido el 08 de marzo de 2010, aceptado el 31 de mayo de 2010

RESUMEN

En este trabajo se analizan las correlaciones entre la temperatura del aire a nivel superficial y la temperatura de la propia superficie medida por radiometría térmica, y por tanto equivalente a la que puede obtenerse desde satélite. La finalidad es obtener relaciones entre ambas variables que sirvan para generar mapas de temperatura del aire a partir de imágenes térmicas de satélite. Para ello, se calculan las diferencias entre ambas temperaturas medidas simultáneamente en dos superficies vegetadas diferentes, una forestal y otra agrícola, y se estudian estas diferencias en función tanto de parámetros meteorológicos como biofísicos. Los resultados demuestran la existencia de correlaciones entre ambas temperaturas, la irradiancia solar y la velocidad del viento en superficie, aunque estas correlaciones dependen de la proporción vegetación y del estado hídrico en el que se encuentren.

PALABRAS CLAVE: radiometría térmica, temperatura de la superficie terrestre, temperatura del aire, irradiancia solar, velocidad del viento, meteorología.

ABSTRACT

This work analyses correlations between surface air temperature and land surface temperature measured by thermal radiometry; the last being equivalent to that retrieved from satellites. The aim is to obtain relationships between both variables to be use for generating air temperature maps from satellite thermal images. For this end, differences between both temperatures measured simultaneously in two different vegetated surfaces, one forest site and one agricultural site, are first assessed and then studied as a function of meteorological and biophysical parameters. The results show that there is a correlation among canopy-air temperature difference, solar irradiance and surface wind speed. Nevertheless, this correlation depends on the site vegetation cover and its hydrological state.

KEY WORDS: thermal radiometry, land surface temperature, air temperature, solar irradiance, wind speed, meteorology.

INTRODUCCION

La temperatura del aire a nivel superficial (T_a), definida entre 1 y 2 m sobre la superficie

terrestre, es una magnitud clave a nivel climático y meteorológico y permite cuantificar los procesos de intercambio a nivel superficial. Así, por ejemplo, interviene en el cálculo de flujos ener-

géticos y de la evapotranspiración potencial y real (Kustas *et al.*, 2003; Cristóbal *et al.*, 2005; Sánchez *et al.*, 2009), en la generación de índices de estrés hídrico en cultivos (Moran *et al.*, 1994) y como parámetro de entrada en modelos meteorológicos. Además, la T_a constituye hoy en día un parámetro de interés a nivel social y económico. En este sentido, la Fundación CEAM dispone de un sistema meteorológico de vigilancia y alerta de temperaturas extremas, es decir, olas de calor en verano y de frío en invierno, en el marco de una campaña de prevención de los efectos de estas temperaturas extremas sobre la salud (Estrela *et al.*, 2007). Además del impacto sobre la salud, evidenciándose incluso un aumento de la mortalidad en periodos de temperaturas extremas (Florío *et al.*, 2004), existen consecuencias económicas importantes: durante la temporada de floración implican una reducción de las cosechas, las temperaturas bajas pueden crear situaciones de niebla que dificulten el tráfico terrestre y aéreo, y, en general, las temperaturas extremas incrementan la demanda energética.

Si bien es cierto que la T_a suele medirse desde estaciones meteorológicas, los datos disponibles siempre se limitan a la distribución y a la densidad de la red de estaciones con las que se cuenta (Vogt *et al.*, 1997). Por ello, nos proponemos establecer correlaciones entre la T_a y la temperatura de la propia superficie (T_s) con el objetivo de disponer de la información necesaria para obtener mapas de T_a a partir de imágenes de T_s obtenidas desde satélite, siempre con el apoyo de los datos medidos por nuestra red de torres meteorológicas. La Fundación CEAM posee y mantiene una red de 44 estaciones meteorológicas a lo largo de la Comunidad Valenciana (<http://www.ceam.es/>; Corell *et al.*, 2010), las cuales tienen capacidad de consulta de datos a tiempo real. Además, también disponemos de la red nacional de la Agencia Estatal de Meteorología y una red regional del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA, 2003) que nos servirían como base para la generación y/o validación de dichos mapas. Sin embargo, las imágenes de satélite ofrecen información espacialmente más continua y por tanto útil para determinar variables meteorológicas entre estaciones, donde no disponemos de datos de campo (Vogt *et al.*, 1997). Muchos de los estudios que

usan la teledetección para determinar la T_a se basan en análisis estadísticos, siendo pocos los trabajos con base física como el de Sun *et al.* (2005). Goward *et al.* (1994) propuso una aproximación contextual conocida como Índice Temperatura-Vegetación (TVX), extensamente usada en la bibliografía (Czajkowski *et al.*, 1997 y 2000; Prince *et al.*, 1998; Riddering y Queen, 2006), que asume que la T_s de una superficie vegetal densa es igual a la T_a y que existe una correlación entre la T_s y un índice de vegetación espectral como el NDVI. El cálculo de la T_a con este método implica establecer regresiones lineales entre T_s y NDVI dentro de una matriz móvil de 9×9 píxeles, en el caso de una imagen AVHRR, y extender la regresión establecida al caso de vegetación completa. Sin embargo este método produce así imágenes de T_a de menor resolución espacial que las de T_s de partida (Prince *et al.*, 1998). Otras metodologías estadísticas establecen regresiones lineales entre la T_a máxima o media diaria y la T_s medida desde satélite, permitiendo la generación de mapas diarios de T_a máxima o media a la resolución de las imágenes T_s . Este es el caso de los trabajos de Vogt *et al.* (1997) y Recondo y Pérez-Morandeira (2002) que usan la T_s obtenida con imágenes NOAA-AVHRR. Recientemente, además, se han propuesto metodologías para la interpolación de datos de T_a medidos por estaciones meteorológicas que combinan el uso de variables geográficas (como la elevación, latitud y la distancia a costa de las estaciones), ya usadas en métodos previos de interpolación espacial (Ninyerola *et al.*, 2007), con variables obtenidas mediante teledetección (T_s y NDVI fundamentalmente) y que ofrecen resultados prometedores (Florío *et al.*, 2004; Cristóbal *et al.*, 2008).

La determinación de correlaciones entre magnitudes superficiales determinadas mediante técnicas de teledetección y medidas meteorológicas de campo contribuye a caracterizar la variabilidad espacial de los parámetros meteorológicos superficiales (Vogt *et al.*, 1997). Con este trabajo pretendemos mejorar el conocimiento de las relaciones entre la T_a y la T_s a nivel instantáneo, que permita incluso la generación de mapas instantáneos de T_a , sacando partido, por ejemplo, a las imágenes quinceminutales del Spinning Enhanced Visible and Infrared Imager (SEVIRI) a bordo de Meteosat Segunda Gene-

ración (MSG). Para ello partimos del análisis de datos medidos de forma continua en campo, tanto de T_a como de T_s , obtenida esta última por radiometría térmica y por tanto equiparable a la medida desde satélite, además de otras variables meteorológicas que puedan intervenir en estas correlaciones.

A continuación, describimos el dispositivo experimental utilizado para este estudio, además de los datos medidos y su procesado. Tras esto, analizamos los resultados y establecemos correlaciones con el fin de parametrizar las diferencias entre ambas temperaturas. Finalmente, resumimos las principales conclusiones alcanzadas.

MEDIDAS EXPERIMENTALES

Para realizar este estudio se instalaron radiómetros térmicos en torres fijas, junto con estaciones meteorológicas completas, en dos áreas vegetadas diferentes (Fig. 1): A) una zona arbustiva silvestre muy densa, situada en un altiplano extenso a unos 800 m de altitud (39,225°N, -0,902°E), donde las especies predominantes

son el romero y la aliaga (Fig. 2a), y B) una zona agrícola de marjal dedicada al cultivo del arroz (39,265°N, -0,308°E), con una extensión aproximada de $7 \times 21 \text{ km}^2$ y una altitud de unos 10 m sobre el nivel del mar (Fig. 2b). Ambas áreas fueron seleccionadas por ser superficies planas y uniformes, con el fin de poder descartar posibles efectos locales debidos al relieve y a heterogeneidades.

Los radiómetros utilizados para la medida de la temperatura de la superficie son los modelos SI-111 (IRR-PN,) y SI-121 (IRR-P) fabricados por *Apogee Instruments Inc.* (Bugbee *et al.*, 1998, www.apogeeinstruments.com), véanse sus características técnicas en la Tabla 1.

Estos radiómetros, que disponen de una banda espectral de 8-14 μm , fueron calibrados frente a cuerpos negros de referencia NIST, obteniendo una precisión de $\pm 0,2\text{K}$ a 293K (CEOS, *Committee on Earth Observation Satellites, IR comparison*, Fox *et al.*, 2009). En la zona A se instalaron 3 radiómetros SI-121, dos de ellos midiendo la superficie con ángulos de 20° y 55° desde nadir, instalados a alturas de 8 m y 4 m para obtener un área de observación sobre la su-

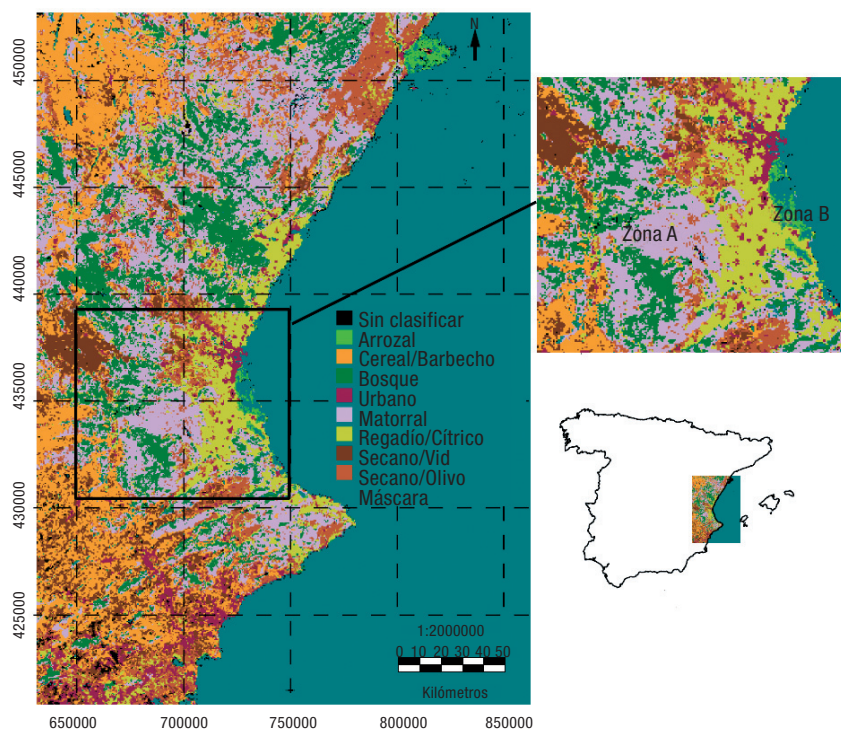


Figura 1. Situación de las zonas de medida sobre un mapa de clasificación de superficies generado a partir de imágenes MODIS (Niclòs *et al.*, 2010). Sistema de proyección UTM-30 N con datum Europeo de 1950.

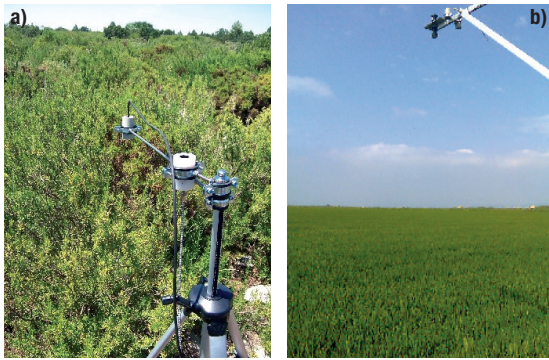


Figura 2. Zonas de estudio: (a) Zona A, matorral termófilo Mediterráneo denso típico del este de España, y (b) Zona B, arrozal de la Albufera de Valencia, con cobertura vegetal del 100% durante el verano.

perficie de unos 24 m², y otro registrando la radiancia hemisférica procedente de la atmósfera en sentido descendente bajo un ángulo de 55,4° desde zenith. Este ángulo efectivo, con el que medir la contribución atmosférica, fue calculado para el sensor utilizado en condiciones de campo siguiendo el procedimiento descrito en Niclòs *et al.* (2005).

En la zona B se instalaron 2 radiómetros SI-111, uno de ellos observando la superficie en dirección nadir desde una altura de 2 m, dada su elevada homogeneidad, y otro registrando la radiancia atmosférica hemisférica, en este caso medida en dirección zenith y multiplicada por un factor 1,3, estimado también de acuerdo con el trabajo de Niclòs *et al.* (2005). La temperatura del aire se midió con sensores VAISALA HMP45A en la zona A y Hygro-Thermo THIES en la zona B, en ambos casos con una sonda de temperatura tipo PT-100 y con una precisión de ±0,2K. Adicionalmente, se midieron de forma simultánea gran número de variables meteorológicas,

Modelo	SI-111	SI-121
	(IRR-P)	(IRR-PN)
IFOV/2	22°	18°
Región espectral	8-14 μm	
Rango de medida	233-343 K	
Tiempo de respuesta	< 1 s	
Precisión	± 0,2 K	

Tabla 1. Características técnicas de los radiómetros térmicos Apogee utilizados para este estudio.

como la irradiancia solar, usando piranómetros Kipp & Zonen CM3 (región espectral de 305-2.800 nm y precisión de ± 5%), y la velocidad del viento a una altura de 1,5 m y 2 m, con anemómetros GILL Instruments WindSonic y NGR #40 para las zonas A y B respectivamente, con precisiones de ± 0,2 m/s. Esta instrumentación nos ha permitido disponer de datos radiométricos y meteorológicos simultáneos en ambas zonas desde agosto de 2008 hasta el momento (Fig. 3).

La temperatura de la superficie terrestre se obtiene a partir de los datos radiométricos medidos en campo con la siguiente ecuación:

$$[1]$$

que consiste en una corrección atmosférica y de emisividad, siendo R la radiancia medida por el sensor, ε la emisividad de la superficie observada, B(T_s) la función de Planck para la temperatura T_s de la superficie, promediada para la banda espectral del sensor, y L_{atm hem} la radiancia atmosférica hemisférica, medida simultáneamente en campo. Así, la determinación de T_s, por

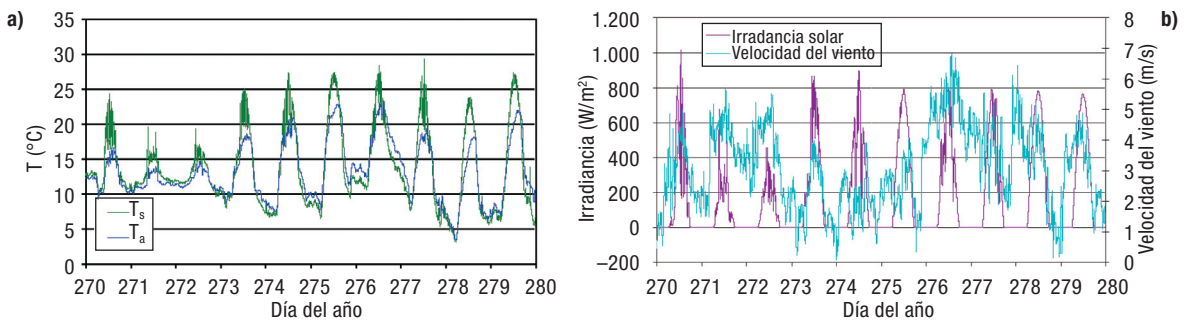


Figura 3. Ejemplo de los datos medidos (zona A, 10 días de 2008): (a) temperatura superficial medida con radiometría de campo (T_s) y temperatura del aire (T_a), (b) irradiancia solar y velocidad del viento en superficie.

inversión de la ecuación [1], requiere conocer la emisividad efectiva para cada superficie. Esta emisividad fue obtenida aplicando el Método de Cobertura Vegetal (MCV, Valor y Caselles, 1996 y 2005). La proporción de vegetación se estimó conociendo las dimensiones de la estructura vegetal, asociada a un modelo de cubos de acuerdo con el MCV, y se comprobó a partir de ortofotos. En la zona A la proporción de vegetación para la visión nadir era de 48,8%, aumentando a 60% para un ángulo de 20° y 95% para 55°. Los valores de emisividad de la vegetación, matorral compuesto predominantemente por romero (*Rosmarinus officinalis* L.) y aliaga (*Ulex parviflorus* L.), y del suelo (70% de Luvisol crómico y 30% de Leptosol lítico) se obtuvieron con el Método de la Caja (Rubio *et al.*, 1997; Rubio *et al.*, 2003). La emisividad efectiva resultante de aplicar el MCV para esta zona es de $0,986 \pm 0,007$ para un ángulo de observación de 20° y de $0,989 \pm 0,008$ para 55°. Para la zona B, había una proporción de vegetación del 100% durante los meses de verano (ver Fig. 2b), con una emisividad de $0,985 \pm 0,005$.

ANÁLISIS DE DATOS Y RESULTADOS

Con el fin de establecer correlaciones entre la T_a y la T_s obtenida con la ecuación [1], en primer lugar nos centramos en los datos medidos durante el día, cuando la irradiancia solar tiene un efecto importante. Para ello, consideramos un valor límite de 20° en el ángulo de elevación solar, ya que por debajo de este valor la imprecisión en la medida de la irradiancia solar es elevada. Por otro lado, también distinguimos los datos medidos con y sin nubosidad. Para ello, simulamos la irradiancia solar, I , que mediría nuestro piranómetro con el modelo SBDART 2.4 (Ricchiuzzi *et al.*, 1998), el cual tiene en cuenta la elevación del terreno, y calculamos el cociente entre el valor instantáneo medido en campo y el simulado. Cuando este cociente es próximo a la unidad ($> 0,8$) significa que el dato fue medido en condiciones de nubosidad nula o despreciable, y cuando difiere que la medida fue realizada con cielos nubosos. Además, para esta discriminación también se consideró un valor límite en la medida radiométrica de la temperatu-

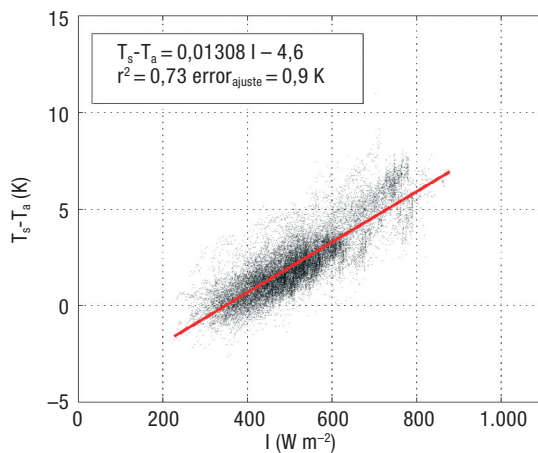


Figura 4. Dependencia de $T_s - T_a$ con I en condiciones de cielos despejados (zona A).

ra atmosférica, que fue de unos 253 K. En cualquier caso este valor depende del IFOV del instrumento utilizado y también ligeramente de la latitud geográfica y la estación en que se realizan las medidas.

Los primeros resultados de este análisis muestran que la diferencia de temperaturas superficie-aire tiene una dependencia con la I y la velocidad del viento en superficie, U . La Figura 4 muestra dicha dependencia con la I para los datos medidos con cielos despejados en la zona A, además de un ajuste lineal, con el que obtenemos un coeficiente de estimación razonable de 0,7 y un error estándar de estimación para el ajuste de $\pm 0,9$ K.

Así, la T_a puede obtenerse a partir de la T_s usando una función lineal de I (W m^{-2}):

$$T_a = T_s - (a I + b) \quad [2]$$

donde $a = 0,01308 \pm 0,00005 \text{ Km}^2 \text{ W}^{-1}$ y $b = -4,6 \pm 0,9 \text{ K}$. Si ajustamos una ecuación de este tipo separando los datos por rangos de velocidades de viento en superficie, los coeficientes a y b muestran una ligera dependencia con esta velocidad, pero los errores obtenidos indican que la precisión en la determinación de T_a no mejoraría apreciablemente. El uso de la ecuación [2] para obtener mapas de T_a a partir de imágenes de satélite de T_s requiere a su vez disponer de información espacial de irradiancia solar, que podría obtenerse mediante un modelo de transferencia radiativa teniendo en cuenta la topografía del terreno. Dado que a escala regional el relieve del terreno puede ser variable, en futuros estudios pretendemos comprobar si el ajuste pro-

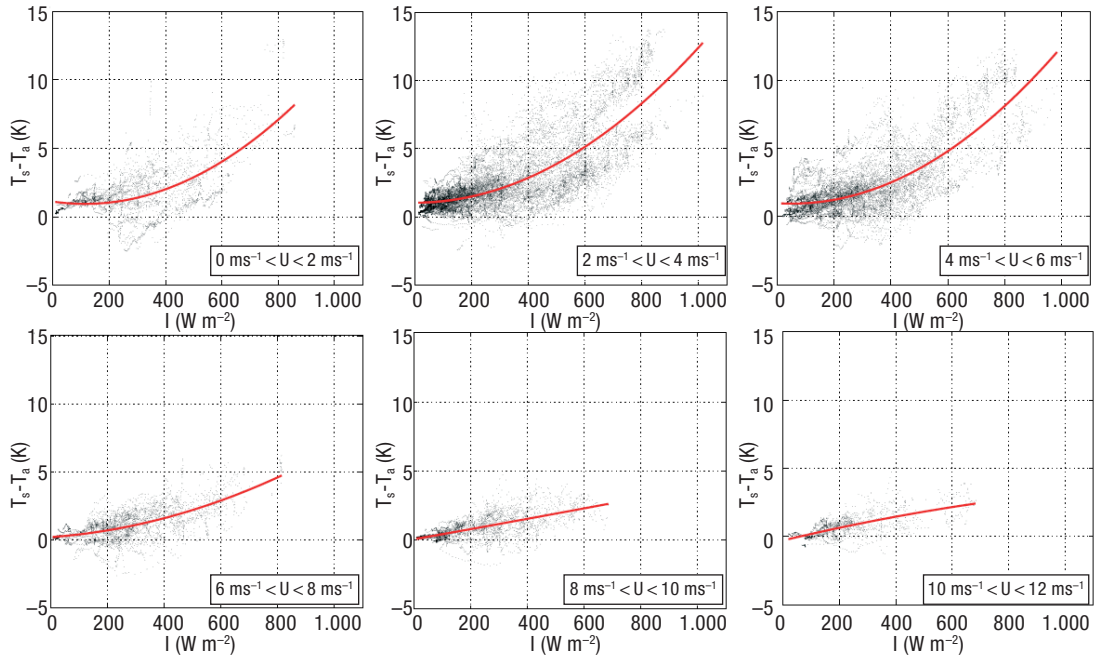


Figura 5. Dependencia de $T_s - T_a$ con I en condiciones de nubosidad para diferentes valores de U (zona A).

puesto con la ecuación [2] se modifica en zonas con relieves diferentes.

Sin embargo, si analizamos estas correlaciones con los datos medidos con nubosidad (Fig. 5), la función de ajuste de $T_s - T_a$ con I es cuadrática y sus coeficientes muestran una dependencia más acusada con la U ($m s^{-1}$), por lo que en este caso proponemos la ecuación siguiente:

$$T_a = T_s - [(a_1 U + a_0) I^2 + (b_1 U + b_0) I + (c_1 U + c_0)] \quad [3]$$

donde $a_1 = (-1,5 \pm 0,2) \cdot 10^{-6} \text{ Km}^3 \text{ sW}^{-2}$, $a_0 = (1,59 \pm 0,18) \cdot 10^{-5} \text{ Km}^4 \text{ W}^{-2}$, $b_1 = (7,1 \pm 0,9) \cdot 10^{-4} \text{ Km sW}^{-1}$, $b_0 = (-3,4 \pm 0,7) \cdot 10^{-3} \text{ Km}^2 \text{ W}^{-1}$, $c_1 = -0,151 \pm 0,016 \text{ Km}^{-1} \text{ s}$, y $c_0 = 1,43 \pm 0,13 \text{ K}$. El ajuste propuesto con la ecuación [3] proporciona un coeficiente de determinación de 0,5 y un error estándar de estimación de $\pm 1,4 \text{ K}$, mientras que los ajustes obtenidos cuando separamos los datos por intervalos de U , tal y como se muestra en la Figura 5, ofrecen coeficientes de determinación entre 0,4 y 0,7. La Figura 5 muestra como para U bajas (por ejemplo de $2 \text{ ms}^{-1} \leq U < 4 \text{ ms}^{-1}$) se diferencian 2 tendencias: una con mayor cuadratura, para datos coincidentes con temperaturas atmosféricas de unos 253-258 K, que podríamos identificar como nubes altas, y otra de menor cuadratura correspondiente a temperaturas atmosféricas superiores a unos 283 K, posi-

blemente debidas a la presencia de nubes bajas. Ahora bien, la aplicación de la ecuación [3], para la obtención de T_a a partir de T_s medida desde satélite se limitaría al uso de radiómetros pasivos en la región de las microondas, dada la opacidad de las nubes en el infrarrojo térmico.

Para la zona B, la dependencia de $T_s - T_a$ con I es menos acusada, tanto en presencia de nubosidad como sin ella (ver Fig. 6), además de ser las diferencias $T_s - T_a$ mucho menores. En este caso, la correlación entre ambas variables es baja (con un coeficiente de determinación menor a 0,1),

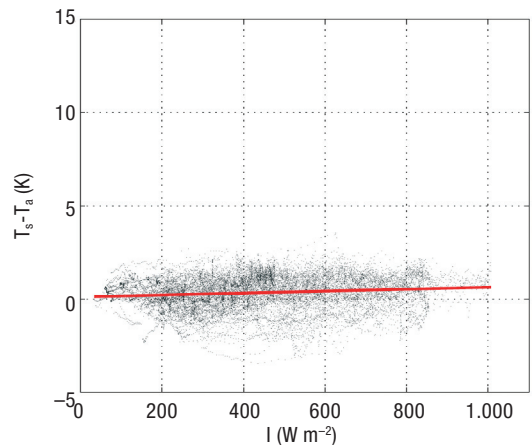


Figura 6. Dependencia de $T_s - T_a$ con I (zona B).

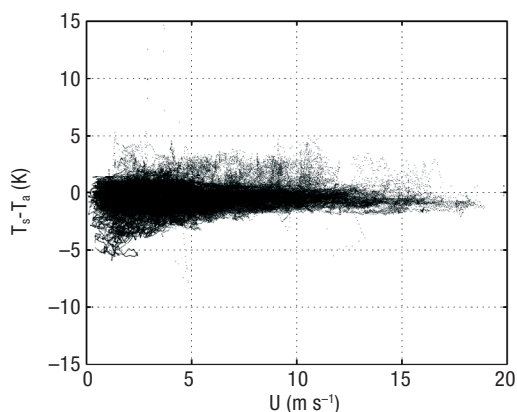


Figura 7. Dependencia de $T_s - T_a$ con U para datos tomados con ángulo solares menores a 20° (zona A).

aunque el error estándar de estimación para el ajuste sea de nuevo de $\pm 0,9$ K. El bajo estrés hídrico en que se encontraba el cultivo en el momento de la medida, además de la elevada cobertura vegetal, justificaría las bajas diferencias $T_s - T_a$ (Sun *et al.*, 2005). La diferencia respecto de los resultados obtenidos en la zona A podría deberse además al efecto del régimen de brisas existente en zonas costeras (Vogt *et al.*, 1997), con lo que estas zonas requerirían un tratamiento especial. Estas diferencias nos plantean la necesidad de estudiar las correlaciones existentes en otras áreas e introducir nuevos parámetros en nuestro estudio, como la proporción de vegetación y la humedad, además de variables geográficas como la elevación del terreno o la distancia a costa (Ninyerola *et al.*, 2007; Cristóbal *et al.*, 2008).

Si representamos los datos medidos para ángulos de elevación solar menores a 20° en función de la velocidad del viento, donde la irradiancia solar es despreciable, observamos que a mayor velocidad mayor similitud existe entre T_a y T_s (Fig. 7).

Finalmente, todos estos resultados demuestran que cuanto menor es la irradiancia solar y mayor es la velocidad del viento, menores diferencias existen entre estas temperaturas, y por ello más próxima es la temperatura del aire a la temperatura superficial medida desde satélite.

CONCLUSIONES

La obtención de la temperatura del aire a partir de la temperatura de la superficie medida desde satélite requiere establecer a priori correlacio-

nes entre ambas magnitudes, que dependen de otras variables meteorológicas, como la velocidad del viento en superficie y la irradiancia solar, durante el día. En este trabajo hemos establecido dichas correlaciones analizando las medidas realizadas en 2 áreas vegetadas diferentes: una zona silvestre de matorral denso y una zona de marjal dedicada al cultivo del arroz, con una cobertura vegetal del 100% y sin estrés hídrico. La obtención de resultados diferentes en ambas zonas apunta la necesidad de estudiar estas correlaciones en otros tipos de superficies y en zonas con diferentes relieves, así como la introducción de nuevos parámetros en las expresiones propuestas con el fin de obtener una ecuación general que nos permita determinar la temperatura del aire a partir de la observación desde satélite. Sin embargo, se ha comprobado que las diferencias entre ambas temperaturas son menores cuando menor es la irradiancia solar y mayor es la velocidad del viento. Además, estas diferencias también disminuyen a mayor proporción de cobertura vegetal y cuando no existe estrés hídrico.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración de la Dra. M.J. Marín, así como de los Departamentos de Efectos en la Vegetación e Investigación Forestal de la Fundación CEAM. Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación y el Fondo Social Europeo a través de los proyectos CGL2007-65774/CLI, CGL2008-04550/CLI, CONSOLIDER-INGENIO CSD2007-00067, y el contrato «Juan de la Cierva» de la Dra. R. Niclòs. La Fundación CEAM está subvencionada por la Generalitat Valenciana y la Fundació Bancaja.

REFERENCIAS

- BUGBEE, B., DROTER, M., MONJE, O. & TANNER, B. 1998. Evaluation and modification of commercial infra-red transducers for leaf temperature measurement. *Advanced Space Research*, 22: 1425-1434.
- CORELL-CUSTARDOY, D., VALIENTE-PARDO, J. A., ESTRELA-NAVARRO, M. J., GARCÍA-SÁNCHEZ, F. & AZORÍN-MOLINA, C. 2010. Red de torres meteorológicas de la Fundación CEAM. II Jornadas de Meteorología y Climatología del Mediterráneo Occidental, Valencia.

- CRISTÓBAL, J., PONS, X. & NINYEROLA, M. 2005. Modelling actual evapotranspiration in Catalonia (Spain) by means of remote sensing and geographical information systems. *Göttinger Geographische Abhandlungen*, 113: 144-150.
- CZAJKOWSKI, K. P., MULHERN, T., GOWARD, S. N., CIHLAR, J., DUBAYAH, R. O. & PRINCE, S. D. 1997. Biospheric environmental monitoring at BOREAS with AVHRR. *Journal of Geophysical Research*, 102: 29651-29662.
- CZAJKOWSKI, K. P., GOWARD, S. N. & STADLER, S. J. 2000. Thermal remote sensing of near surface environmental variables: application over the Oklahoma Mesones. *Professional Geographer*, 52: 345-357.
- ESTRELA, M., PASTOR, F., MIRÓ, J., GÓMEZ, I. & BARBERÁ, M. 2007. Heat waves prediction system in a Mediterranean area (Valencia region). 7th EMS Annual Meeting / 8th European Conference on Applications of Meteorology, Madrid.
- FLORIO, E. N., LELE, S. R., CHANG, Y. C., STERNER, R. & GLASS, G. E. 2004. Integration AVHRR satellite data and NOAA ground observations to predict surface air temperature: a statistical approach. *International Journal of Remote Sensing*, 25: 2979-2994.
- FOX, N. & CALIBRATION/VALIDATION COMMUNITY. 2009. Comparisons: the key evidence to demonstrate performance (optical space examples). Disponible en: http://www.q4e0.org/docs/workshop_09/Fox_29Sep09.pdf.
- IVIA (Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias). 2003. Servicio de tecnología del riego. SIAR (Servicio Integral de Asesoramiento al Regante) Red de estaciones agro-climáticas de la Comunitat Valenciana, Documento técnico disponible en: <http://estaciones.ivia.es/estacion>.
- KUSTAS, W. P., FRENCH, A. N., HATFIELD, J. L., JACKSON, T. J., MORAN, M. S., RANGO, A., RITCHIE, J. C. & SCHMUGGE, T. J. 2003. Remote sensing research in hydrometeorology, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 69: 631-646.
- MORAN, M. S., CLARKE, T. R., INOUE, Y. & VIDAL, A. 1994. Estimating crop water deficit using the relation between surface-air temperature and spectral vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 49: 246-263.
- NICLÓS, R., CASELLES, V., COLL, C., VALOR, E. & SÁNCHEZ, J. M. 2005. In situ surface temperature retrieval in a boreal forest under variable cloudiness conditions. *International Journal of Remote Sensing*, 26: 3985-4000.
- NICLOS, R., ESTRELA, M. J., VALIENTE, J. A. & BARBERÁ, M. J., 2010. Clasificación periódica de coberturas terrestres a escala regional con imágenes MODIS. *GeoFocus, Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, 10: 1-17.
- NINYEROLA, M., PONS, X. & ROURE, J. M. 2007. Objective air temperature mapping for the Iberian Peninsula using spatial interpolation and GIS. *Internacional Journal of Climatology*, 27(9): 1231-1242.
- PRINCE, S. D., GOETZ, S. J., DUBAYAH, R. O., CZAJKOWSKI, K. P. & THAWLEY, M. 1998. Inference of surface and air temperature, atmospheric precipitable water and vapor pressure deficit using Advanced Very High-Resolution Radiometer satellite observations: Comparison with field observations. *Journal of Hydrology*, 212-213: 230-249.
- RECONDO, C. & PÉREZ-MORANDEIRA, C. S. 2002. Obtención de la temperatura del aire en Asturias a partir de la temperatura de la superficie terrestre calculada con imágenes NOAA-AVHRR. *Revista de Teledetección*, 17: 5-12.
- RICCHIAZZI, P., YANG, S., GAUTIER, C. & SOWLE, D. 1998. SBDART: A Research and Teaching Software Tool for Plane-Parallel Radiative Transfer in the Earth's Atmosphere. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 79: 2101-2114.
- RIDDERING, J. P. & QUEEN, L. P. 2006. Estimating near-surface air temperature with NOAA AVHRR. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 32: 33-43.
- RUBIO, E., CASELLES, V. & BADENAS, C. 1997. Emissivity measurements of several soils and vegetation types in the 8-14 μm wave band: analysis of two field methods. *Remote Sensing of Environment*, 59: 490-521.
- RUBIO, E., CASELLES, V., COLL, C., VALOR, E. & SOSPEDRA, F. 2003. Thermal-infrared emissivities of natural surfaces: improvements on the experimental set-up and new measurements. *International Journal of Remote Sensing*, 24: 5379-5390.
- SÁNCHEZ, J. M., CASELLES, V., NICLÓS, R., COLL, C. & KUSTAS, W. P. 2009. Estimating energy balance fluxes above a boreal forest from radiometric temperature observations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149: 1037-1049.
- SUN, Y. J., WANG, J. F., ZHANG, R. H., GILLIES, R. R., XUE, Y. & BO, Y. C. 2005. Air temperature retrieval from remote sensing data based on thermodynamics. *Theoretical and Applied Climatology*, 80: 37-41.
- VALOR, E. & CASELLES, V. 1996. Mapping land surface emissivity from NDVI: application to European, African, and South American Areas. *Remote Sensing of Environment*, 57: 167-184.
- VALOR, E. & CASELLES, V. 2005. Validation of the Vegetation Cover Method for land surface emissivity estimation. Recent Research Developments in Thermal Remote Sensing (Ed. Research Singpost, Kerala), 1-20.
- VOGT, J. V., VIAU, A. A. & PAQUET, F. 1997. Mapping regional air temperature fields using satellite-derived surface skin temperatures. *International Journal of Climatology*, 17: 1559-1579.

Dinámica estacional e interanual del NDVI en bosques nativos de zonas áridas argentinas

Seasonal and interannual dynamics of NDVI in arid forest of Argentina

M. R. Iglesias^{1,2}, A. Barchuk² y M. P. Grilli³
charo@agro.unc.edu.ar

¹ CONICET

² Facultad de Ciencias Agropecuarias. Cátedra de Ecología Agrícola.
Universidad Nacional de Córdoba. Avda. Valparaíso, s/n. 5000 Córdoba. Argentina

³ Centro de Relevamiento y Evaluación de Recursos Agrícolas y Naturales.
Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba.
Avda. Valparaíso, s/n. 5000 Córdoba. Argentina

Recibido el 10 de marzo de 2010, aceptado el 24 de agosto de 2010

RESUMEN

Dinámica estacional e interanual del NDVI en bosques nativos de zonas áridas de Argentina. Se analizó la dinámica estacional e interanual de la actividad fotosintética de la vegetación original y su relación con las lluvias, en tres Reservas Naturales con diferentes regímenes hídricos. Se empleó el Índice Verde Normalizado (NDVI-*Normalized Difference Vegetation Index*) de imágenes de cada diez días del satélite SPOT V en un período de cinco años (1998-2003). La relación entre el NDVI y las lluvias se realizó por medio de correlaciones cruzadas. El análisis de las variaciones interanual y estacional del NDVI, permitió obtener valores de referencia del patrón de crecimiento vegetal en cada Reserva. Las variaciones del NDVI en el tiempo de las tres áreas protegidas evidencian el comportamiento estacional de la vegetación. Los valores de los atributos del NDVI son mayores en la Reserva más húmeda. Por otro lado, el análisis de correlaciones cruzadas comprueba que existe una correlación entre los valores de precipitaciones y el NDVI y en general, esta es mayor cuando se lo relaciona con un mes de retraso de la respuesta de la vegetación con respecto a las lluvias ocurridas.

PALABRAS CLAVE: Índice de Verde Normalizado (NDVI), correlaciones cruzadas, precipitaciones, bosques xerofíticos, Chaco Árido, Provincia fitogeográfica de Monte.

ABSTRACT

Seasonal and interannual dynamics of NDVI in dry forests of Argentina. The seasonal and interannual dynamics of the photosynthetic activity of the original vegetation and the relationship with the rainfall in three Forest Reserves were analyzed. It was used the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) of the first 10-days image of SPOT V satellite along five years (1998-2003). For the study of the relationship between NDVI and rainfall, cross correlation was applied. The analysis of interannual and seasonal variations of NDVI shows reference values of patterns of plants growth in each Reserve. The NDVI variations over time in the three protected areas show the seasonal dynamic of native vegetation. The values of the NDVI's attributes are bigger in the wetter Reserve. Furthermore, cross correlation analysis shows that there is a correlation between the values of rainfall and NDVI, and this is bigger when it is related to one month of the response of NDVI from the rainfall occurring.

KEY WORDS: Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), cross correlation, rainfall, xerofitic forest, Monte, Arid Chaco.

INTRODUCCION

En las últimas décadas se ha incrementado el interés por entender la interacción entre la vegetación y el clima, en especial, su relación con el cambio climático global y la desertificación (Hall *et al.*, 1991). Estos fenómenos modifican los patrones espaciales y temporales de la vegetación, la estructura (distribución espacial y de la biomasa), así como la dinámica y funcionamiento de los ecosistemas (flujo de energía, reciclaje de nutrientes, interacciones entre las especies y sucesión). Las regiones áridas se caracterizan por presentar procesos ecosistémicos de lenta dinámica y alta variabilidad espacio-temporal. Para estudiar dicha variabilidad espacial y temporal del funcionamiento de la vegetación son apropiadas las series temporales de imágenes satelitales (Paruelo *et al.*, 1998) y sus relaciones con variables climáticas (Chacon, 1999; Ballester, 2000; Duro *et al.*, 2007). Por otra parte, cada vez es más frecuente el uso de indicadores y situaciones de referencia como áreas protegidas o poco perturbadas, para estudiar las consecuencias de la desertificación (Paruelo *et al.*, 1998; Sebege *et al.*, 2002; Reynolds *et al.*, 2005; Reeves *et al.*, 2006; Verón *et al.*, 2006) y del cambio climático (Illera *et al.*, 1998; Hughes *et al.*, 2002; Cabello *et al.*, 2008; Alcaráz Segura *et al.*, 2008).

Diversos autores demostraron que la variación temporal de las precipitaciones controla la productividad primaria neta aérea (PPNA) en los sistemas áridos y semiáridos (Younis *et al.*, 1999; Jobbágy *et al.*, 2002). Estos sistemas se caracterizan por la elevada aleatoriedad espacio-temporal de las lluvias y el corto tiempo de disponibilidad de agua en el suelo como recurso para las plantas (Noy-Meir, 1973; Wiegand y Jeltsch, 2000). Se ha descrito la relación vegetación-precipitaciones como lineal, basada en el supuesto que la productividad primaria neta es función de la humedad disponible (Sebege *et al.*, 2002).

El Índice de Vegetación (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI) permite observar el nivel de crecimiento de la vegetación en las diferentes regiones y sintetiza el resultado de la dinámica del funcionamiento y los patrones debidos a factores físicos, bióticos y disturbios (Paruelo *et al.*, 1998; Gurgel *et al.*, 2003). Este índice relaciona la fracción de radiación fo-

tosintéticamente activa (fPAR) y la productividad primaria neta aérea (PPNA) (Jobbágy *et al.*, 2002). La principal ventaja del NDVI es su fácil interpretación, ya que sus valores varían entre -1 y $+1$, permitiendo conocer el estado de vigor vegetal de grandes superficies, detectando fenómenos de amplio rango de variación (Chuvieco *et al.*, 2002; Alcaráz Segura, 2006; Quevedo *et al.*, 2007). En regiones que exhiben una estacionalidad definida en las precipitaciones, la dinámica del NDVI se visualiza como ondas que acompañan de manera estrecha la variación interanual del crecimiento de la vegetación (Hill y Donald, 2003). Particularmente los bosques de zonas áridas de Argentina, presentan ventajas sobre los bosques tropicales en cuanto al uso de la teledetección, ya que es factible obtener imágenes libres de nubes y además de caracterizar ciclos fonológicos más marcados (Gasparri *et al.*, 2007, 2010).

Si bien, la relación entre la precipitación y el NDVI fue ampliamente investigado en distintos ecosistemas áridos y semiáridos (Paruelo y Lauenroth, 1998; Jobbágy *et al.*, 2002; Schmidt y Karnieli, 2002; Al-Bakri y Taylor, 2002; Rojas *et al.*, 2003; McR. Holm *et al.*, 2003; Scalón *et al.*, 2005; De la Casa y Ovando, 2006) y particularmente en áreas protegidas (Alcaráz Segura *et al.*, 2008), no se conocen estudios realizados en Reservas Naturales argentinas en la región árida con régimen monzónico. El objetivo de este estudio fue caracterizar la dinámica espacio-temporal del NDVI como indicadora del funcionamiento de la vegetación de tres Reservas Naturales ubicadas en la provincia fitogeográfica del Monte y la región del Chaco Árido y relacionar aquella dinámica con el patrón de ocurrencia de las lluvias.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en tres Reservas Naturales con diferencias en el régimen hídrico, ubicadas en la región central-occidental de Argentina. Dichas Reservas constituyen áreas poco perturbadas, por lo que se las considera indicadoras de las limitaciones naturales propias del ambiente físico. La Reserva Natural Bosques de

Telteca de 38.507 ha se ubica en el NE de la Provincia de Mendoza, departamento de Lavalle (68° 01'30" O y 32° 23'27" S). La Reserva Natural Quebracho de la Legua con una superficie de 2243 ha., se ubica al NO de la provincia de San Luis (32° 21' S y 66° 55' O). Finalmente, la Reserva Natural Chancaní (31° 22' S y 65° 29' W) de 4.920 ha, al oeste de las sierras de Pocho, en las Planicies Occidentales en la provincia de Córdoba. La localización y características de cada Reserva se describen en la Figura 1 y en la Tabla 1.

Análisis de la dinámica del NDVI

Se realizó la caracterización de la heterogeneidad funcional de las tres Reservas en base a la construcción de series completas de 60 imágenes de NDVI derivadas del sensor VEGETATION del satélite SPOT, en el período julio de 1998-junio de 2003, correspondiente a los primeros diez días de cada mes. Las imágenes fueron procesadas por el centro de distribución de las imágenes SPOT (VITO) de Bélgica. Este sensor ofrece imágenes gratuitas corregidas con resolución espacial de 1 × 1 km (detalles del pro-

grama en www.vgt.vito.be) y temporal de 10 días que resume el mejor valor tomado en ese período, por lo que se descarta problemas de nubosidad y errores del satélite. Las imágenes se procesaron con el programa Idrisi Andes (Eastman, 2006).

Los datos de precipitación mensual de los períodos anuales correspondientes a julio de 1998 hasta junio del 2003, se obtuvieron de distintas fuentes. En el caso de la Reserva Chancaní, los datos provienen de registros diarios de la estación pluviométrica ubicada en un sitio abierto sin cobertura leñosa. Por otro lado, la falta de datos de una serie continua y del período de interés en las Reservas de Telteca y Quebracho de la Legua, condujo a la utilización de datos del registros históricos del Servicio Meteorológico Nacional de sitios distantes a menos de 60 km de los sitios de interés.

Para evaluar las series temporales de índices de vegetación NDVI se realizaron los siguientes pasos: (1) Extracción de los valores de los índices de vegetación (NDVI) mediante perfiles, a partir del módulo *profile* de Idrisi, sobre 14 píxeles ubicados en el área central de cada Reserva Natural. Estos valores fueron promediados a

Reserva Natural	Telteca	Q. de la Legua	Chancaní
Provincia fitogeográfica	Monte	Chaco (región del Chaco Árido)	Chaco (región del Chaco Árido)
Clima (Torres Guevara, 2007)	Árido hiperárido	Árido	Árido-semiárido
Precipitación media anual	150 mm (Estrella <i>et al.</i> , 1979)	310 mm (promedio década del 80 según el Sistema Meteorológico Nacional)	512 (promedio de 1973-2003, registros internos)
Temperatura media anual	13-15,5°C	18°C	20°C
Descripción de las comunidades	Estepa de arbustos perennifolios, estepa halófila y bosques dominados por <i>Prosopis flexuosa</i> (Villagra <i>et al.</i> , 2004; Barros <i>et al.</i> , 2006, Álvarez <i>et al.</i> , 2006)	Bosque xerofítico de <i>Aspidosperma quebracho-blanco</i> y matorrales (Del Vitto <i>et al.</i> , 1994)	Bosque xerofítico de <i>Aspidosperma quebracho-blanco</i> y matorrales (Carranza <i>et al.</i> , 1992)
Porcentaje promedio de cobertura de la vegetación (Iglesias, 2010)	40 %	65%	68%

Tabla 1. Características resumen de las tres Reservas Naturales.

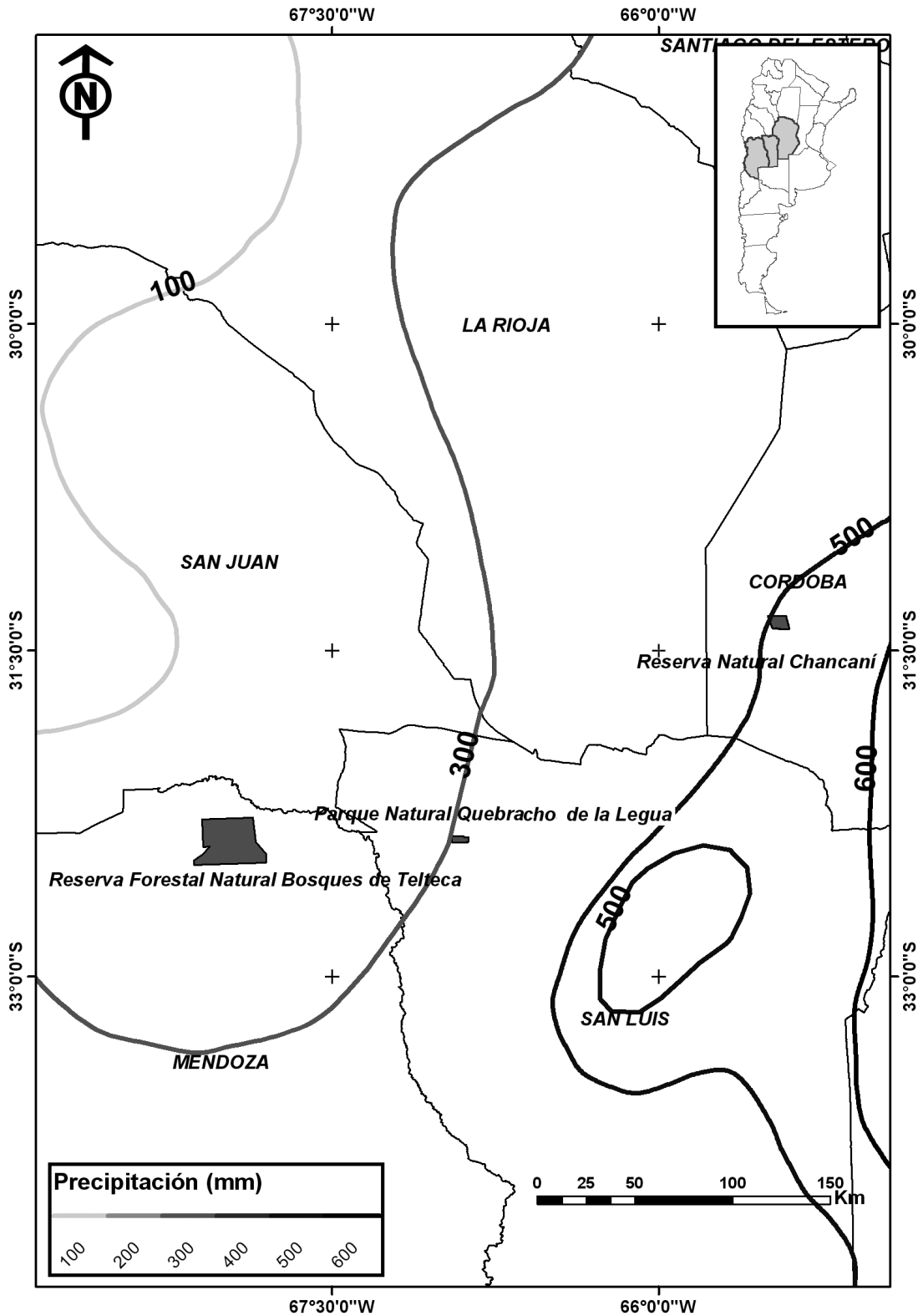


Figura 1. Ubicación de las tres Reserva Naturales situadas en la región centro-occidental de Argentina. Mapa de isohietas basado en valores medios del Servicio Meteorológico Nacional. De oeste a este: Reserva Natural Bosques de Telteca; Reserva Natural Quebracho de la Legua y Reserva Natural Chancaní.

fin de obtener un único valor mensual que resume el estado de vigor de la vegetación y la heterogeneidad local de cada área de estudio, en el mes considerado. (2) Filtrado estacional de los datos de NDVI. Al igual que las mayoría de las variables de series de tiempo, la serie de NDVI se encuentran autocorrelacionada, por lo que se modifica la serie a partir de la aplicación de un filtro estacional anual (12 meses), mediante el algoritmo de promedios móviles (InfoStat, 2007, 2008). (3) Determinación del grado de dependencia lineal existente entre las variables precipitaciones y el NDVI mediante la estimación de correlaciones cruzadas, con distintos períodos de retraso (lags), medido en meses. Conceptualmente, la función de correlación cruzada es análoga a la función de autocorrelación, donde las correlaciones no son obtenidas entre observaciones de una misma serie, sino entre dos series diferentes, en este caso precipitación y NDVI. El retraso (lag k), mide la magnitud de la correlación lineal entre los valores de dos series de tiempo, las precipitaciones y los valores del NDVI, donde k es la cantidad de periodos desplazados hacia delante. La confiabilidad de estas estimaciones se determinó con una prueba estadística «F» de Fisher con un nivel de significancia global de 0,05%. Se aplicó dicha prueba a las series temporales de precipitaciones y NDVI de 60 meses (cinco años) y se ilustró mediante gráfico de líneas (InfoStat, 2007, 2008). Dicho análisis se realizó tanto para las serie crudas de NDVI y como para aquellas con filtro estacional.

Para cada periodo anual de la serie temporal (julio-junio de cada año) de valores medios del NDVI se calcularon los siguientes atributos de la curva estacional (régimen monzónico): a) la sumatoria anual (Σ -NDVI); b) los valores máximos y mínimos (NDVI-máx. y NDVI-min.); c) los valores promedio (NDVI media); d) la amplitud máxima (A-máx.). Estos atributos resumen la mayor parte de la variabilidad temporal de la dinámica del NDVI de un área (Paruelo *et al.*, 2005). La sumatoria anual (Σ -NDVI) se calculó adicionando los valores medios mensuales del índice calculado previamente para cada período considerado. Esta sumatoria del NDVI, brinda aspectos del funcionamiento ecosistémico anual del territorio y se considera un buen estimador de la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por el dosel (Paruelo

et al., 2005). Por otro lado, los valores máximos y mínimos (NDVI-máx. y NDVI-min) corresponden a los valores extremos encontrados en el año hidrológico considerado. El NDVI-media, indica el valor promedio del funcionamiento del ecosistema en el periodo estudiado. Finalmente, la amplitud máxima (A-máx.) responde a la diferencia entre los valores máximos y mínimos de NDVI registrados durante un período de tiempo determinado (año hidrológico).

RESULTADOS

Caracterización de la dinámica de la vegetación de las Reservas Naturales

En los tres sitios de estudio, las ondas de NDVI evidenciaron una marcada estacionalidad para todos los años hidrológicos estudiados (Fig. 2). En líneas generales, los valores de NDVI indicaron una cobertura de vegetación activa durante todo el año (NDVI superior a 0,15) y como era de esperar, los valores más elevados y mayor amplitud de onda se observaron en la Reserva más húmeda. La variación estacional de las precipitaciones es pronunciada en los tres sitios, concentrándose más del 75% de las lluvias en la temporada primavera-verano (octubre a marzo). Dicha estacionalidad hídrica marcada, concuerdan con los valores mayores y crecientes del NDVI (Fig. 2).

En la Reserva Chancaní, los mayores valores de NDVI (NDVI media, Σ -NDVI e NDVI máx.) se observaron en el período más húmedo (año 1999-2000, Tabla 2), mientras que en Telteca y Quebracho de la Legua, si bien el periodo 1999-2000 fue particularmente húmedo con valores de precipitación notablemente superior a la media, los valores mayores de NDVI se evidenciaron al año siguiente. Por otro lado, los valores más bajos de NDVI medio y Σ -NDVI se observaron en las tres Reservas estudiadas en los años hidrológicos 1998-1999 y 2002-2003.

En líneas generales, los valores máximos (NDVI-máx.) y mínimos (NDVI-min.) del NDVI fueron muy variables según los años analizados. Por un lado, en la Reserva de Chancaní fue frecuente encontrar valores máximos extremos (NDVI-máx.) al finalizar la estación estival (mes de abril), mientras que en Telteca y Quebracho de la Legua, el pico máximo de NDVI ocurri-

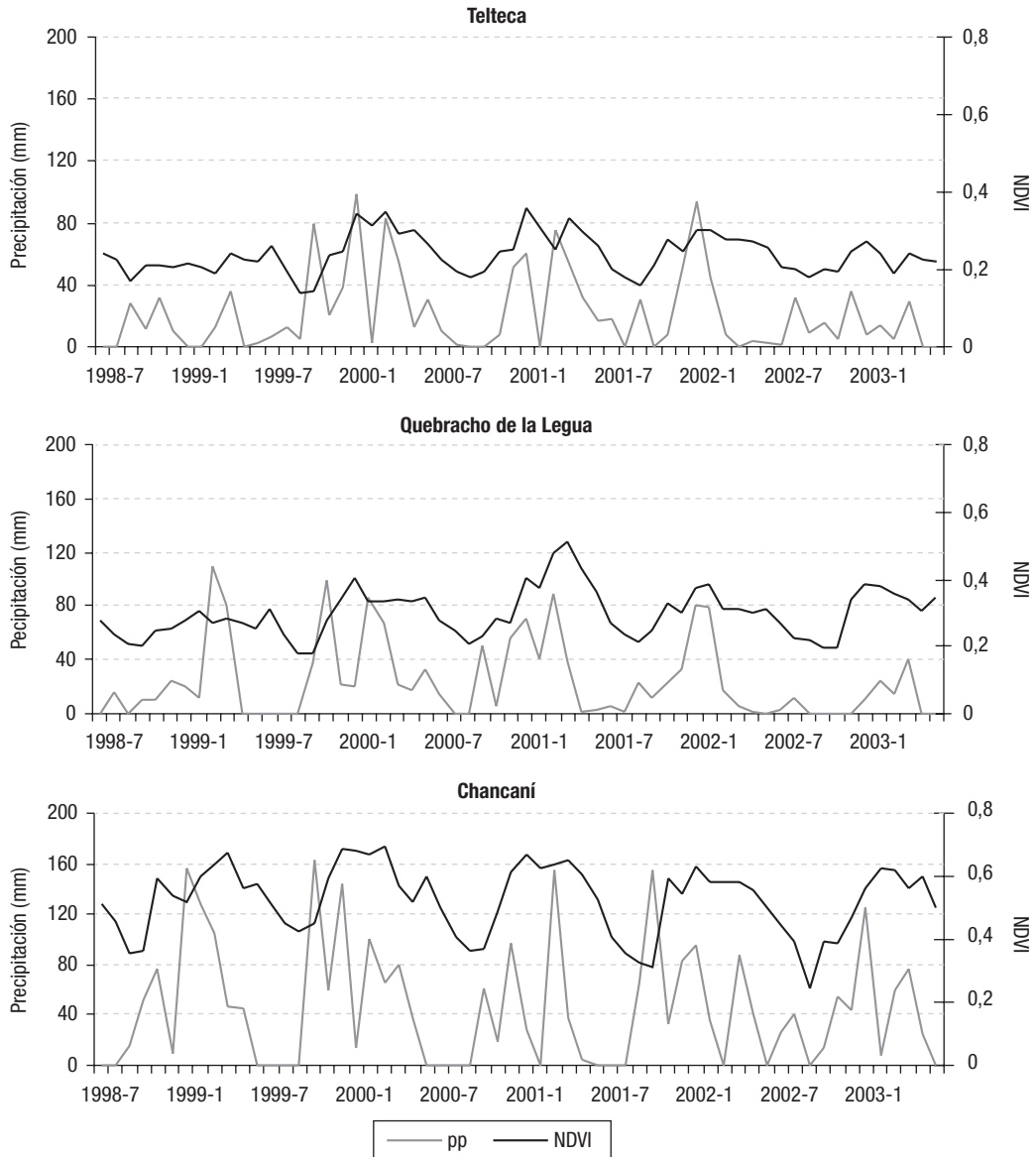


Figura 2. Variación estacional e interanual de las precipitaciones (mm) y NDVI para el período 1998-2003, en las Reservas Forestales Telteca, Quebracho de la Legua y Chancaní.

ron comúnmente en los meses de febrero-marzo. Por otro lado, en todos los sitios, los valores mínimos (NDVI-min) fueron usualmente alcanzados en el mes de septiembre, en concordancia con la finalización de la estación seca (Tabla 2).

Debido al estrés hídrico evidenciado en la vegetación, la amplitud del NDVI es en general menor en los años secos. Sin embargo se observa que no existe una reducción notable entre los valores de NDVI medios de los años secos (precipitación 20% menores a la media anual, Ej. período 2002-2003 para Quebracho de la Legua y

Chancaní) en relación con los húmedos (años húmedos con precipitaciones 20% superiores a la media anual Ej, período 1999-2000).

Relación temporal del NDVI con las precipitaciones

En las tres Reservas, las correlaciones cruzadas entre la serie de precipitaciones mensuales y las series de NDVI (crudas y con filtro estacional) resultaron significativas ($p < 0,05$) y con

	Año hidrológico	pp. Acum.	NDVI Media	Σ -NDVI	NDVI		
					mín.	máx.	Amplitud
Telteca	1998-1999	136	0,22	2,60	0,17 (sep)	0,27 (jun)	0,10
	1999-2000	419	0,25	3,03	0,14 (sep)	0,35 (mar)	0,21
	2000-2001	323	0,26	3,11	0,18 (sep)	0,36 (ene)	0,18
	2001-2002	276	0,25	2,96	0,16 (sep)	0,3 (feb)	0,14
	2002-2003	194	0,23	2,80	0,18 (sep)	0,28 (mar)	0,10
Quebracho de la Legua	1998-1999	346	0,26	3,12	0,20 (oct)	0,30 (feb)	0,10
	1999-2000	483	0,29	3,51	0,18 (oct)	0,40 (ene)	0,22
	2000-2001	387	0,33	4,06	0,21 (sep)	0,51 (abril)	0,30
	2001-2002	367	0,30	3,63	0,22 (sep)	0,39 (feb)	0,17
	2002-2003	101	0,29	3,52	0,2 (nov)	0,39 (feb)	0,19
Chancaní	1998-1999	636	0,54	6,59	0,37 (oct)	0,67 (abr)	0,30
	1999-2000	662	0,60	7,28	0,43 (sep)	0,70 (dic)	0,27
	2000-2001	401	0,57	6,89	0,38 (sep)	0,70 (abr)	0,32
	2001-2002	596	0,55	6,67	0,32 (sep)	0,65 (ene)	0,33
	2002-2003	473	0,53	6,38	0,41 (sep)	0,62 (abr)	0,21

Tabla 2. Atributos del Índice Verde Normalizado (NDVI) obtenido a partir de 60 imágenes satelitales (SPOT V) correspondientes al período 1998-2003 y a los territorios de las Reservas Telteca, Quebracho de la Legua y Chancaní. pp. Acum.: precipitación anual acumulada; NDVI media: valores promedio de NDVI; Σ -NDVI: NDVI acumulado anual; NDVI mín.: valores anuales mínimos de NDVI; NDVI máx.: valores anuales máximos de NDVI; Amplitud máx.: NDVI máx.- NDVI mín.

alto valores de coeficiente de correlación con un mes de atraso de la respuesta de la vegetación con respecto a la ocurrencia de las lluvias (Fig. 3). Se observa que al aplicar el filtro estacional en la serie de NDVI, los valores de correlación son en general más pequeños que con la serie cruda, aunque revela una correlación consistente entre las variables, mientras que en la correlación con la serie cruda, puede estar sobre o subestimando dicha relación.

En el caso de la serie cruda, también se observaron valores significativos ($p < 0,05$) y con alto valores de coeficiente de correlación con dos meses de retraso y en el caso de las Reservas del Chaco Árido (Quebracho de la Legua y Chancaní) y se detectaron además altos coeficientes a los 13 meses de retraso respecto a la respuesta del NDVI. En Telteca, además de los atrasos de 1 y 2 meses, se obtuvieron altos valores de coeficiente de correlación en el mismo mes de ocurrencia de las precipitaciones.

DISCUSIÓN

El análisis de las variaciones interanuales y estacionales del NDVI en las tres Reservas ana-

lizadas y su relación con las lluvias, permitió obtener valores de referencia del funcionamiento de estos ecosistemas en los diferentes bosques xerofíticos con diferencias en el régimen hídrico. La magnitud de los atributos que reflejan la dinámica del NDVI difirió en los distintos sitios de acuerdo a la disponibilidad de agua.

El comportamiento del NDVI a lo largo del tiempo sigue el patrón general unimodal descrito en la bibliografía para las regiones con estacionalidad hídrica marcada (Hill y Donald, 2003). La magnitud de los atributos analizados, responden directamente a la disponibilidad de agua. Las tendencias en el promedio anual de NDVI entre 1998 y 2003 en las tres áreas protegidas evidencian una estabilidad dentro de cada sitio, sin embargo, existe un cambio funcional importante entre los sitios. Se observaron cambios extensos en los atributos de NDVI, como la media y la amplitud de NDVI, a más del doble entre las Reservas Naturales de Telteca y Chancaní.

Es conocido que las regiones áridas-semiáridas funcionan robustamente acopladas a los sistemas hídrico-ecológicos con fuerte retroalimentación que ocurre desde escalas más finas a más gruesas (Noy-Meir, 1973; Wang *et al.*, 2007) donde el agua controla la productividad prima-

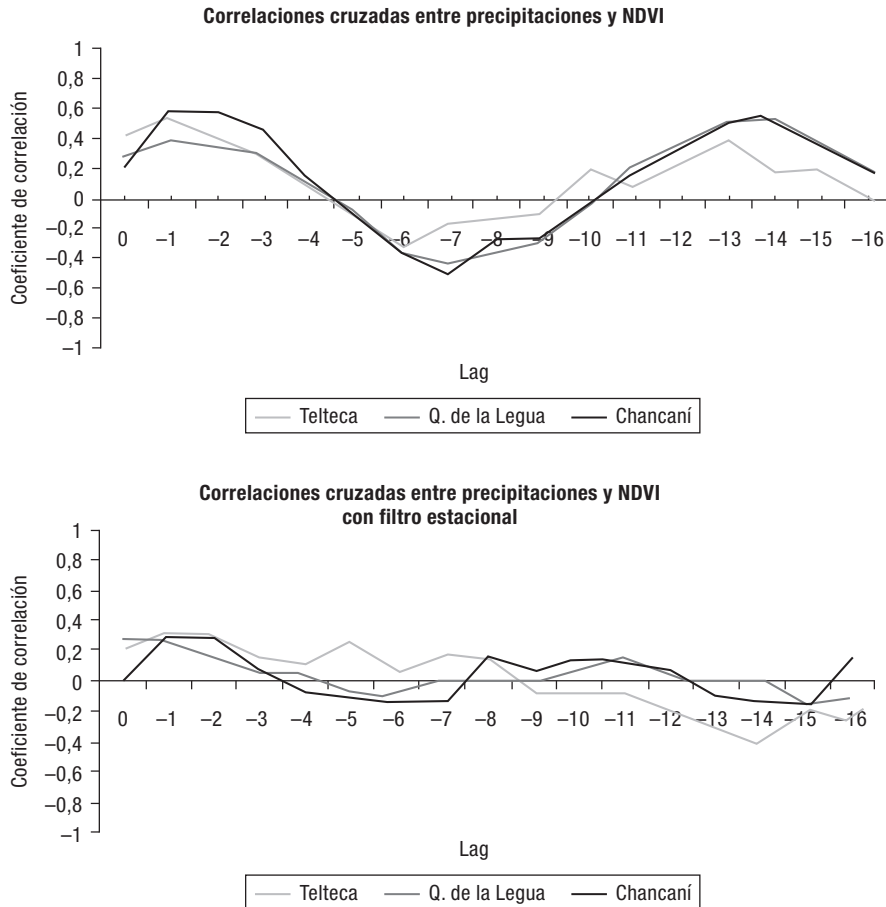


Figura 3. Correlaciones cruzadas de la respuesta del NDVI (crudas y con filtro estacional) con respecto a las precipitaciones en las tres Reservas. Lag: periodo de tiempo de retraso en meses. Coeficiente de Correlación: coeficiente de correlación cruzada (R^2).

ria y, por ende, el potencial de acumulación de carbono (C) del sistema (Wiegand y Jeltsch, 2000). En estas comunidades leñosas, la diferencia en los valores de los atributos del NDVI de las formaciones boscosas con gran cobertura vegetal de la región del Chaco Árido hacia los bosques y estepas arbustivas abiertas propias del Monte, indican diferencias en la conservación de C en estos sitios (Iglesias, 2010). Por otro lado, la marcada estacionalidad detectada en los atributos del índice (valores máximos y mínimos, amplitud), refleja en parte los patrones fenológicos de dos tipos funcionales de plantas que coexisten en las regiones del Chaco Árido y del Monte: caducifolias y perennifolias (González Loyarte, 1992; Carranza *et al.*, 1992; Cabido *et al.*, 1993; Chebez, 2007). En un estudio previo (Iglesias, 2010) se determinó la abundancia relativa de las especies leñosas caducifolias en la

Reservas Telteca, Quebracho de la Legua y Chancaní, correspondiendo al 38%, 41% y 52%, respectivamente. El comportamiento del NDVI con valores máximos en plena temporada de lluvias, no permite la detección de estos grupos vegetales dominantes (perennifolias y caducifolias) sin embargo, los valores mínimos nos estaría indicando el estado de vigor sólo de la vegetación perennifolia esclerófila. Frente a esto, es de suponer que las diferencias en rangos de estacionalidad y a la amplitud entre máximo y mínimo estarían mayormente explicado por el grupo de caducifolias.

Los análisis de correlación cruzada confirmaron un retraso de la respuesta del índice verde con respecto a las precipitaciones, patrón también observado en regiones más húmedas (Gurgel *et al.*, 2003; Nagai *et al.*, 2005) y áridas mediterráneas (García-García, 2004; Parmiggiani

et al., 2006), tanto con series crudas como con filtro estacional (Adegoke y Carleton, 2002; Wang *et al.*, 2007). Este retraso estaría explicado en parte por el modelo de umbral-retraso que integra la idea de umbral de precipitación y retraso en la respuesta de la vegetación (Ogle y Reynolds, 2004). En la generalidad de los casos la estacionalidad y división de recursos (modelo de dos capas) y los eventos de precipitaciones de importancia biológica (modelo de pulso-reserva) fueron los argumentos para la comprensión de las respuestas de las plantas a las precipitaciones en zonas áridas. Ambos paradigmas tienen limitaciones significativas, al no tener en cuenta la plasticidad en los hábitos de enraizamiento de las plantas leñosas, el potencial retraso de la respuesta de las plantas a las lluvias, el umbral de precipitaciones y los eventos fenológicos de las plantas. Alternativamente, el modelo simple de «umbral-retraso» integra las ideas de umbral de precipitaciones, retraso de las plantas, reparto de recursos y las estrategias de los tipos funcionales de plantas. En este contexto se puede interpretar más adecuadamente la respuesta de las plantas leñosas a la variabilidad de las precipitaciones tanto estacionales, interanuales como espaciales en los tipos de vegetación de las tres Reservas de las regiones del Chaco Árido y Monte.

Fenológicamente, los árboles y arbustos caducifolios, reaccionan con las primeras precipitaciones de la estación lluviosa, provocando la aparición de las primeras hojas, mientras que la pérdida de hojas responde más lentamente a la disminución de las lluvias. Por otro lado, Huxman *et al.* (2004) en su estudio sobre los pulsos de precipitación y los flujos de C en regiones áridas y semiáridas, recalca el papel que desempeña el momento y la magnitud del pulso en el balance de C en los ecosistemas áridos. Los grandes pulsos (mayores a 5 mm), o una serie continua de pequeños pulsos, se infiltran en profundidad y aumentan la actividad fotosintética de las plantas. Estos autores resaltan que si bien las plantas con sistemas radiculares profundos, en general, experimentan menos estrés hídrico durante los períodos estacionales de sequía (meses donde las precipitaciones son nulas), por su capacidad de recurrir a reservas de agua subterráneas, también puede responder de manera más lenta y menos extensa a los pulsos de precipitación actual que

aquellas especies que presentan raíces superficiales. Por ejemplo en zonas áridas del hemisferio norte, *Prosopis glandulosa*, con raíces profundas, responde más lentamente a las precipitaciones que *Larrea tridentata* que presenta raíces más superficiales (Bassiri-Rad *et al.*, 1999, citado por Huxman *et al.*, 2004). Esta coexistencia de distintas estrategias foliares y radiculares explicaría los valores de vegetación activa de todo el año en las tres Reservas y el retraso de los picos de NDVI con respecto a los picos de acumulación de precipitaciones mensuales.

Además, el hecho que las correlaciones cruzadas con las series crudas con un año de retraso de la respuesta de la vegetación con respecto al NDVI presenten valores positivos de coeficientes de correlación, sugiere que posiblemente las condiciones hídricas de años anteriores que exceden la media anual (años húmedos con precipitaciones 20% superiores a la media anual) atenúan el efecto de estrés de la vegetación en años secos siguientes (precipitación 20% menores a la media anual), evidenciando en estos años valores de NDVI medios y Σ -NDVI similares a los presentados en años húmedos (Reynolds *et al.*, 2004). Para verificar este supuesto se deberá contar con una serie temporal mayor a la analizada en este trabajo.

REFERENCIAS

- ADEGOKE, J. O. & CARLETON, A. M. 2002. Relations between soil moisture and satellite vegetation indices in the U.S. Corn Belt. *American Meteorological Society*, 3: 395-405.
- AL-BAKRI, J. T. & TAYLOR, J. C. 2003. Application of NOAA AVHRR for monitoring vegetation conditions and biomass in Jordan. *Journal of Arid Environments*, 54: 579-593.
- ALCARAZ-SEGURA, D. 2006. Caracterización del funcionamiento de los ecosistemas ibéricos mediante teledetección. *Ecosistemas*, 2006/1.
- ALCARAZ-SEGURA, D., BALDI G., DURANTE, P. & GARBULSKY, M. F. 2008. Análisis de la dinámica temporal del NDVI en áreas protegidas: tres casos de estudio a distintas escalas espaciales, temporales y de gestión. *Ecosistemas*, 17(3): 108-117.
- ÁLVAREZ, J. A., VILLAGRA, P. E., CONY, M. A., CESCO, E. & BONINSEGNA, J. A. 2006. Estructura y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* D.C. en el Noreste de Mendoza, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 79: 75-87.

- BALLESTER, J. Y. 2000. Serie Multi-Temporal NDVI 87m. Respuesta Espacio-Temporal de las Cubiertas en Castilla y León. *Tecnologías Geográficas para el Desarrollo Sostenible Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá*, 2000: 273-289.
- BARROS, V. 2006. El Cambio climático Global. 2ª edición. Ed. Libros del Zorzal, Buenos Aires, Argentina, 175 pp.
- CABELLO, J., ALCARAZ-SEGURA, D., ALTESOR, A., DELIBES, M., BAEZA, S. & LIRAS, E. 2008. Funcionamiento ecosistémico y evaluación de prioridades geográficas en conservación. *Ecosistemas*, 17(3): 53-63.
- CARRANZA, M. L., CABIDO, M. R., ACOSTA, A. & PÁEZ, S. A. 1992. Las comunidades vegetales del Parque Natural Provincial y Reserva Forestal Natural Chancaní, Provincia de Córdoba. *Lilloa*, 38: 75-92.
- CABIDO, M., GONZÁLEZ, C., ACOSTA, A. & DÍAZ, S. 1993. Vegetation changes along a precipitation gradient in Central Argentina. *Vegetatio* 109: 5-14.
- CHACÓN, E. 1999. Patrones fenológicos de vegetación de los Llanos del Orinoco, Venezuela, a través de análisis de series de tiempo de imágenes NOAA. Memorias del VII Conferencia Iberoamericana sobre Sistemas de Información Geográfica, Mérida, CD-ROM.
- CHEBEZ, J. C. 2007. Zona Centro: Guía de las Reservas Naturales De La Argentina. Plaza Edición. Buenos Aires, pp. 98-99.
- CHUVIECO, E., RIAÑO, D., AGUADO, I. & COCERO, D. 2002. Estimation of fuel moisture content from multitemporal analysis of Landsat Thematic Mapper reflectance data: applications in fire danger assessment. *Int. J. Remote Sensing*, 23: 2145-2162.
- DE LA CASA, A. & OVANDO, G. 2006. Relación entre la precipitación e índices de vegetación durante el comienzo del ciclo anual de lluvias en la provincia de Córdoba, Argentina. *RIA*, 35(1): 67-85.
- DEL VITTO, L. A., PETENATTI, E. M., NELLAR, M. M. & PETENATTI, M. E. 1994. Las Áreas Naturales Protegidas de San Luis, Argentina. *Multequina*, 3: 141-156.
- DURO, D. C., COOPS, N. C., WULDER, M. A. & HAN, T. 2007. Development of a large area biodiversity monitoring system driven by remote sensing. *Progress in Physical Geography*, 31(3): 235-260.
- EASTMAN, J. R. 2006. Idrisi 15.0 The Andes Edition. Clark University-Worcester, MA.
- ESTRELLA, H. A., HERAS, V. A. & GUZZETA, V. A. 1979. Registro de elementos climáticos en áreas críticas de la provincia de Mendoza. Instituto Argentino de Investigaciones en Zonas Áridas (Argentina). *Cuaderno Técnico*, 1-79: 49-71.
- GARCÍA GARCÍA, M. 2004. Respuesta de la vegetación a variaciones climáticas en las praderas y sistemas adeshados mediterráneos. Metodología de análisis utilizando datos hiperspectrales y multispectrales. *Ecosistemas*, 13(2): 103-107.
- GASPARRI, N. I., PARMUCHI, M. G., BONO, J., KARSZENBAUM, H. & MONTENEGRO, C. L. 2007. Utilidad de imágenes Landsat 7 ETM+ de diferentes fechas para la estimación de biomasa aérea en bosques subtropicales secos de Argentina. En XII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. 19-21 de septiembre de 2007.
- GASPARRI, N. I., PARMUCHI, M. G., BONO, J., KARSZENBAUM, H. & MONTENEGRO, C. L. 2010. Assessing multi-temporal Landsat 7 ETM+ images for estimating above-ground biomass in subtropical dry forests of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 74: 1262-1270.
- GONZÁLEZ LOYARTE, M. M. 1992. Reserva faunística y florística Telteca. Las Áreas Protegidas de la Provincia de Mendoza. Instituto Argentino de Investigaciones en Zonas Áridas (IADIZA), Mendoza, Argentina. 175 pp.
- GURGEL, H. C., FERREIRA, N. J. & LUIZ, A. J. B. 2003. Estudo da variabilidade do NDVI sobre o Brasil, utilizando-se a análise de agrupamentos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 7(1): 85-90.
- HALL, F. G., BOTKIN, D. B., STREBEL, D. E., WOODS, K. D. & GOETZ, S. J. 1991. Large-scale patterns of forest succession as determined by remote sensing. *Ecology*, 72: 628-640.
- HILL, M. J. & DONALD, G. E. 2003. Estimating spatio-temporal patterns of agricultural productivity in fragmented landscapes using AVHRR NDVI time series. *Remote Sens. Environ.*, 84: 367-384.
- HUGHES, J. B., IVES, A. R. & NORBERG, J. 2002. Do species interactions buffer environmental variation (in theory)? En: Biodiversity and ecosystem functioning. Loreau M., Naeem S. and Inchausti P. (eds.), Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 92-101.
- HUXMAN, T., SMITH, P., KNAPP, A., SHAW, M., et al., 2004. Convergence across biomes to a common rain-use efficiency. *Nature*, 429: 651-654.
- IGLESIAS, M. R. 2010. Evaluación de la vegetación leñosa como depósito de carbono en un gradiente Árido-semiárido argentino. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina. 133 pp.
- ILLERA, P., DELGADO, J. A., FERNÁNDEZ-MANSO, A. A. & FERNÁNDEZ-UNZUELA, A. 1998. Sistema de información geográfica agrometeorológica para el seguimiento de la vegetación en Castilla y León: diseño y primeras aplicaciones. *Revista de teledetección*, 10: 1-12.
- INFOSTAT. 2007. Software estadístico. Grupo InfoStat. Facultad de Ciencias. Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba. Argentina.

- INFOSTAT. 2008. Manual del usuario. Grupo Infostat. Primera Edición. Editorial Brujas Argentinas. FCA. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina. 334 pp.
- JOBÁGY, E. G., SALA, O. E. & PARUELO, J. M. 2002. Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: a remote sensing approach. *Ecology*, 83(2): 307-319.
- MCR HOLM, A., CRIDLAND, S. W. & RODERICK, M. L. 2003. The use of time-integrated NOAA NDVI data and rainfall to assess landscape degradation in the arid shrubland of Western Australia. *Remote Sensing of Environment*, 85: 145-158.
- NAGAI, S., ICHII K. & MORIMOTO, H. 2005. Identification of the climate control factors on carbon cycle variations of tropical forests combined analysis of ground and satellite observations. The 11th CEReS International Symposium on Remote Sensing. Disponible en: http://www2.cr.chiba-u.jp/symp2005/documents/Postersession/p013_ShinNagai_paper.pdf. Julio 2010.
- NOY-MEIR, I. 1973. Desert ecosystem: environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 25-51.
- OGLE, K. & REYNOLDS, J. F. 2004. Plant responses to precipitation in desert ecosystems: integrating functional types, pulses, thresholds, and delays. *Oecologia*, 141: 282-294.
- PARMIGGIANI, F., QUARTA, G., MARRA G. P. & CONTE, D. 2006. NDVI fluctuations from 1995 to 2006 in South Italy and North Africa: a search for a climate change indicator. Proceedings- Spie The International Society For Optical Engineering Vol. 6359, pp. 635909.
- PARUELO, J. M. & LAUENROTH W. K. 1998. Inter-annual variability of NDVI and its relationship to climate for North American shrublands and grasslands. *Journal of Biogeography*, 25: 721-733.
- PARUELO, J. M., PIÑEIRO, G., OYONARTE, C., ALCARAZ, D., CABELLO, J. & ESCRIBANO, P. 2005. Temporal and spatial patterns of ecosystem functioning in protected arid areas in southeastern Spain. *Applied Vegetation Science*, 8: 93-102.
- QUEVEDO, E. R., PEIXOTO FILHO, G. E. C., OLIVEIRA, P. T. S. & PARANHOS FILHO, A. C. 2007. Estudo da Variabilidade do NDVI dos Bairros da Bacia Hidrográfica do Prosa - Campo Grande - MS como suporte para avaliação da qualidade ambiental. In: I Simpósio de Recursos Hídricos do Norte e Centro-Oeste. Cuiabá. A busca pelo usos sustentável do recursos hídricos das regiões do Norte e Centro-Oeste. pp. 1-11.
- REEVES, M. C., ZHAO, M. & RUNNING, S. W. 2006. Applying improved estimates of MODIS productivity to characterize grassland vegetation dynamics. *Rangeland Ecology and Management*, 59: 1-10.
- REYNOLDS, J. F., KEMP, P. R., OGLE, K. & FERNÁNDEZ, R. J. 2004. Modifying the «Pulse-Reserve» paradigm for deserts of North America: precipitation pulses, soil water and plant responses. *Oecologia*, 41: 194-210.
- REYNOLDS, J. F., MAESTRE, F. T., HUBER-SANNWALD, E., HERRICK, J. & KEMP, P. R. 2005. Aspectos socioeconómicos y biofísicos de la desertificación. *Ecosistemas*, 14: 3-21.
- ROJAS, J., ECHE, J. C., DE BRAS, T., CASANOVA, J. L. & PÉREZ, C. 2003. La variabilidad de la vegetación en la costa norte de Perú a partir de las imágenes de satélite. *Teledetección y desarrollo regional. X Congreso de Teledetección. Cáceres, España*, 2003, 27-30.
- SCANLON, T. M., CAYLOR, K. K., MANFREDA, S., LEVIN S. A. & RODRIGUEZ-ITURBE, I. 2005. Dynamic response of grass cover to rainfall variability: implications for the function and persistence of savanna ecosystems. *Advances in Water Resources*, 28: 291-302.
- SCHMIDT, H. & KARNIELI, A. 2002. Analysis of the temporal and spatial vegetation patterns in semi-arid environment observed by NOAA AVHRR imagery and spectral ground measurements. *Int. J. Remote Sensing*, 23(19): 391-399.
- SEBEGO, R. J. G., ARNBERG, W. & RINGROSE, S. 2002. Relation Between cold cloud data, NDVI and Mopane in Eastern Botswana. *The international Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 34: Part 6.
- VERÓN, S. R., PARUELO, J. M. & OESTERHELD, M. 2006. Assessing desertification. *Journal of Arid Environments*, 66: 751-763.
- VILLAGRA, P. E., CONY, M. A., MANTOVÁN, N. G., ROSSI, B. E., GONZÁLEZ LOYARTE, M. M., VILLALBA, R. & MARONE, L. 2004. Ecología y Manejo de los algarrobales de la Provincia Fito geográfica del Monte. En: Arturi M. F., Frangi J. L., and Goya J. F., (ed). *Ecología y Manejo de Bosques Nativos de Argentina*. Editorial. Universidad Nacional de La Plata.
- WANG X., XIE, H., GUAN, H. & ZHOU, X. 2007. Different responses of MODIS-derived NDVI to root-zone soil moisture in semi-arid and humid regions. *Journal of Hydrology*, 340(1-2): 12-24.
- WIEGAND, T. Y., & JELTSCH, F. 2000. Long-term dynamics in arid and semiarid ecosystems-synthesis of a workshop. *Plant Ecology*, 150: 3-6.
- YOUNIS, M. T., GILABERT, M. A. & MÉLIA, J. 1999. La dinámica de la vegetación como indicador de la desertificación en la cuenca del Guadalupe, SE España. *Revista de Teledetección*, 12: 1-4.

Estimación y cartografía de parámetros ecológicos y forestales en tres especies (*Quercus ilex* L. subsp *ilex*, *Fagus sylvatica* L. y *Pinus halepensis* L.) con datos LiDAR

Estimation and mapping forest and ecological parameters for three tree species (*Quercus ilex* L. subsp. *ilex*, *Fagus sylvatica* L. and *Pinus halepensis* L.) with LIDAR data

V. Zaldo¹, G. Moré² y X. Pons^{1,2}
victor.zaldo@uab.es

¹ Dep. de Geografía. Edifici B. Universitat Autònoma de Barcelona. 08193 Bellaterra

² Centre de Recerca Ecològica y Aplicacions Forestals (CREAF). Edifici C.

Univ. Autònoma de Barcelona. 08193 Bellaterra

Recibido el 22 de marzo de 2010, aceptado el 24 de agosto de 2010

RESUMEN

Se ha estudiado la idoneidad de los datos LiDAR (*Light Detection And Ranging*) para estimar parámetros ecológicos y forestales para tres especies (encina, haya y pino) dentro de una zona de Cataluña. Se muestrearon un total de 50 parcelas de las cuales 14 eran para encinas, 18 para hayas y 18 para pinares. Los pulsos LiDAR se modelizaron mediante estadísticos (percentiles, mediana, media, desviación estándar y coeficiente de penetración), que sirvieron como variables independientes en los modelos de regresión. El tratamiento realizado mostró buen ajuste a nivel de parcela, pero la densidad de datos LiDAR es insuficiente para la obtención de modelos a nivel árbol. Además, los resultados sugieren el uso de modelos generales, ya que las diferencias entre las tres especies forestales no fueron significativas. Los parámetros forestales que mejor se consiguieron estimar fueron la altura ($R^2 = 0.923$), la biomasa de madera ($R^2 = 0.815$) y el volumen de copa ($R^2 = 0.758$). Finalmente se generaron modelos digitales para estos tres parámetros. Los resultados fueron satisfactorios y sugieren el uso operativo de los datos LiDAR para la generación de cartografía forestal.

ABSTRACT

The suitability of LiDAR data to estimate ecological forest parameters for three species (holm oak, beech and pine) has been studied in an area of Catalonia. A total of 50 plots were sampled, 14 were for oaks, 18 for beeches and 18 for pines. LiDAR pulses were modeled by statistical (percentile, median, mean, standard deviation and coefficient of penetration), which were used as independent variables in regression models. This treatment yields good agreement at plot level, but the density of LiDAR data was insufficient to obtain good adjustment at tree level. Furthermore, the results suggest the use of general models, since differences among the three forest species were not significant. The best forest parameters were the height ($R^2 = 0.923$), wood biomass ($R^2 = 0.815$) and crown volume ($R^2 = 0.815$). Digital models for ecological forest parameters were generated. The results were satisfactory and provide new reasons for the generation of forest maps with LiDAR data.

PALABRAS CLAVE: LiDAR, parámetros ecológicos, cartografía forestal, altura, biomasa, volumen de copa.

KEY WORDS: LiDAR, ecological parameters, forest mapping, height, biomass, crown volume.

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El estudio de los bosques es de gran importancia para el conocimiento de las potencialidades forestales del territorio. Cataluña cuenta con 1.2 millones de hectáreas de bosques, lo cual representa un 38% de su superficie total (Burriel *et al.*, 2000-2004). Se hace, pues, patente la necesidad de contar con información precisa del estado de los montes y de conocer los parámetros ecológicos y forestales que los caracterizan. La estimación de estos parámetros permite obtener cartografía forestal de tipo cuantitativo que es importante para modelar la biomasa y el carbono fijado en los ecosistemas forestales. A su vez, también sirve como entrada para la elaboración de modelos de incendio (Riaño *et al.*, 2003) y de modelos predictivos de la distribución de especies (Rodríguez *et al.*, 2007). A lo largo de décadas, las instituciones y los centros de investigación han ido realizando inventarios forestales para obtener información de estos parámetros ecológicos y forestales, pero estos estudios implican métodos bastante costosos en términos de tiempo y dinero. Esto ha llevado a explorar otras metodologías más rápidas y menos costosas, como el uso de sistemas de teledetección. Así, se han realizado estudios intentando estimar parámetros forestales, mediante el uso de imágenes de satélite (Anderson *et al.*, 1993; Salvador & Pons, 1998; Vázquez de la Cueva, 2008) o de imágenes de sensores aeroportados (Salvador *et al.*, 1997; Baulies & Pons, 1995). En varios de estos casos los ajustes de los modelos no permitieron generar predicciones cuantitativas. Actualmente con la tecnología LiDAR (*Light Detection And Ranging*) se puede empezar a captar para luego representar de manera cada vez más precisa la estructura tridimensional (x, y, z) de un bosque. El LiDAR incorpora un láser pulsado de alta potencia como fuente de radiación electromagnética y detecta los pulsos reflejados. La distancia se determina como el tiempo de retardo de cada uno de los retornos con respecto al pulso inicial (Wehr & Lohr, 1999). De esta manera la tecnología Li-

DAR ofrece la novedosa posibilidad de obtener información detallada de la estructura vertical de las cubiertas forestales. Los estudios LiDAR se han aplicado en bosques tropicales (Nelson *et al.*, 1997), bosques de taiga (Naesset, 1997) y bosques caducifolios del norte de Europa (Hill & Thomson, 2005); sin embargo son escasos en bosques mediterráneos caracterizados por su alta complejidad (Maselli & Chiesi, 2006; García *et al.*, 2010). El objetivo principal de este estudio es determinar la aplicación de los datos LiDAR para la estimación de variables forestales (altura, altura de la base de la copa, volumen de copa, DBH (*Diameter at Breast Height*), biomasa de madera y biomasa de hojas) en encinares, hayedos y pinares para una zona de Cataluña y generar cartografía cuantitativa de estas variables. Para ello se analizará la idoneidad de la metodología de trabajo tanto a nivel de árbol como de parcela, se evaluará la importancia de la separación por especies en los modelos de regresión y se determinará el mejor estimador LiDAR para cada variable a través del coeficiente de determinación (R^2).

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona de estudio se sitúa sobre una zona de Cataluña (long: 2° 20' lat: 41° 46') que discurre por el Parque Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac y el Parque Natural del Montseny (Fig. 1). El vuelo LiDAR tiene una longitud de unos 65 km y una anchura de 1 km. La altura media del terreno de estudio es de 617 m, variando entre 232 y 1.527 m. El área de estudio presenta una gran diversidad de especies vegetales, siendo relevantes los extensos pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis* L.). También pueden encontrarse encinares (*Quercus ilex* L. *subsp* *ilex*) y alcornocales (*Quercus suber* L.). Además, en las zonas más elevadas hay gran presencia de hayedos (*Fagus sylvatica* L.) y castañares (*Castanea sativa* Mill.). En este estudio nos centraremos en

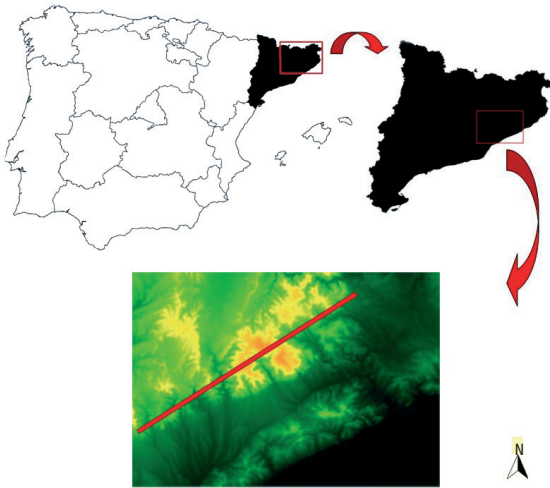


Figura 1. Localización del vuelo LiDAR en Cataluña.

la obtención de variables para las tres especies forestales más abundantes *Pinus halepensis*, *Quercus ilex subsp ilex* y *Fagus sylvatica*.

Datos de campo

Coincidente en el tiempo con la obtención de los datos LiDAR se realizó una campaña de toma de datos de campo para obtener parámetros dasométricos en la zona de trabajo. El muestro que se realizó entre los meses de octubre y diciembre del 2007, fue diseñado especialmente para este trabajo y llevado a cabo por personal técnico del CREAM (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals). Los datos obtenidos consistieron en un muestreo discreto en el espacio basado en parcelas circulares con un radio entre 10-15 m para los hayedos y entre 8-10 m para los pinares y encinares. Las diferencias en el tamaño de las parcelas se deben a las diferencias en la densidad de pies de las distintas especies: para tener un número representativo de árboles por parcela, en los hayedos se tuvieron que usar radios mayores que en los pinares y encinares. Se obtuvieron medidas ecológicas y forestales de todos los árboles que se encontraban dentro de cada parcela. Así, se consiguió información para un total de 6.197 árboles en 50 parcelas repartidas por las diferentes áreas de muestreo (3.518 individuos de *Fagus sylvatica* en 18 parcelas, 1.022 individuos de *Pinus halepensis* en 18 parcelas y 1.657 individuos de *Quercus ilex* en 14 parcelas). Se realizó una

localización de cada árbol gracias al uso de distanciómetros digitales y a su ubicación sobre ortofotografías 1:5.000 e imágenes CASI. De esta manera se consiguió una georeferenciación fina de los árboles muestreados para conseguir minimizar la propagación de errores que se produce debido a la indeterminación de la posición de cada árbol y se evitó la localización mediante el uso del GPS ya que bajo dosel forestal este sistema tiende a producir errores 1,5 a 3 veces mayores de lo normal (Popescu *et al.*, 2003). Las parcelas se seleccionaron previamente a través de ortofotomapas 1:5.000 y una imagen CASI en zonas aparentemente puras cerca de caminos. La georeferenciación de los árboles se conseguía ubicando una referencia en los ortofotomapas 1:5.000 y luego usando un distanciómetro. Se tomaron medidas estructurales a nivel de árbol y éstas se extrapolaron a nivel de parcela (Tabla 1). Las medidas de altura, altura de la base y DBH se calcularon directamente en el campo. Las medidas de biomasa de madera y biomasa de hojas se obtuvieron a partir de ecuaciones alométricas diseñadas especialmente para este estudio usando muestras de campo de hojas y ramas en parcelas cercanas pero distintas a las parcelas donde se realizaron las otras medidas de inventario (Gracia *et al.*, 2004). Los informes de las ecuaciones alométricas fueron altamente significativos para las tres especies (*F. sylvatica* r^2 : 0,992, $p < 0,0001$; *Phalepensis* r^2 : 0,986, $p < 0,0001$ y *Q. ilex* r^2 : 0,952, $p < 0,0001$). Para el volumen de copa, se usó una aproximación de estudios anteriores (Riaño *et al.*, 2004). Esta aproximación, requiere del cálculo de la superficie de la copa, que en este caso se calculó a través de las medidas de campo del radio de la copa en los cuatro puntos cardinales.

Datos LiDAR

El área de estudio fue sobrevolada el 20/10/2007 utilizando un equipo LiDAR de la firma Optech modelo ALTM3025 propiedad del Instituto Cartográfico de Cataluña (ICC). Se sobrevolaron un total de 6.694 ha; la altura media de vuelo fue de 1.494 m sobre el nivel del mar, con un ángulo máximo de escaneo de $\pm 20^\circ$, una frecuencia de barrido de 200 Hz, un *swath* de 580 m, una densidad de puntos de aproximadamente

Parámetro forestal	Árbol		Parcela	
	Unidad	Método	Unidad	Método
Altura	m	Campo (Distanciómetro)	m	Media de los 10 árboles más altos
Altura base de la copa	m	Campo (Distanciómetro)	m	Media
Volumen de copa	m ³ /m ²	(Riaño et al., 2004)	m ³ /m ²	Sumatorio
DBH	cm	Campo	cm	Sumatorio
Biomasa de madera	kg	Ecuaciones alométricas	T/Ha	Ecuaciones alométricas
Biomasa de hojas	kg	Ecuaciones alométricas	T/Ha	Ecuaciones alométricas

Tabla 1. Parámetros forestales a nivel de árbol y de parcela.

0.5 puntos/m² y dos retornos registrados por cada pulso emitido. Se realizaron tres pasadas, con solape. Los datos LiDAR utilizados incluyen las coordenadas (x, y, z) en proyección UTM, huso 31N, en el sistema ED50 de dos retornos, así como la intensidad de cada retorno. El valor del *Root Mean Square Error* (RMSE) para el ajuste de los puntos láser obtenidos por el ICC fue de 0,033 m. Para todas las consideraciones altimétricas se usó el Modelo Digital de Terreno (MDT) derivado de los datos LiDAR a 2 m de resolución.

Resolución espacial

A fin de determinar cual es la resolución espacial óptima para la obtención de modelos forestales a partir de un LiDAR con densidad de 0,5 puntos/m², se establecieron dos niveles de estudio: el árbol y la parcela. El árbol correspondía al individuo que se había medido en campo y la parcela a la parcela seleccionada que englobaba a todos los individuos. Se generaron dos bases vectoriales de polígonos; una para cada una de las copas de los árboles y otra para las parcelas que englobaban a dichos árboles. El proceso de creación de la base vectorial de las copas de los árboles se realizó a partir de las medidas de campo de la posición central del árbol y del radio de capa copa en los cuatro puntos cardinales y cuatro puntos más que se calcularon suponiendo un polígono octogonal para las copas de los árboles. La base vectorial de las parcelas se ob-

tuvo a través de aplicar un buffer al punto central de la parcela con su radio correspondiente.

Análisis estadístico de los datos LiDAR

De los datos LiDAR, que contenían más de 84 millones de registros, se seleccionaron únicamente los datos LiDAR para los árboles y las parcelas de las cuales se tenían datos de campo. Para ello se usó la cartografía vectorial generada a partir de los datos de campo de las copas de los árboles y de las parcelas muestreadas, para así poder extraer los puntos LiDAR correspondientes a cada nivel de estudio: el árbol y la parcela (Fig. 2). La extracción de puntos del fichero original en formato LAS i los procesos posteriores se realizó con el software MiraMon (Pons, 2010).

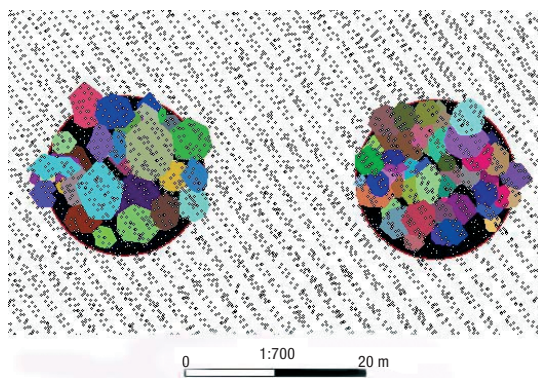


Figura 2. Polígonos de las copas de los árboles (color) de las parcelas (fondo en negro) y puntos LiDAR.

Se utilizaron todos los pulsos del vuelo LiDAR, tanto el primer pulso como el segundo, ya que los parámetros forestales de árboles que se encontraban en el dosel inferior, podían estar explicados por la información presente en este segundo pulso. Para obtener la altura sobre el terreno (Altura LiDAR), se realizó una resta de la z LiDAR menos la z del MDT. El MDT fue generado por el ICC con los mismos datos del vuelo LiDAR y a partir de la selección de los puntos pertenecientes al suelo mediante un algoritmo de clasificación (Axelsson, 1999) y la posterior interpolación de dichos puntos. Una vez obtenidos los datos LiDAR para los árboles correspondientes a las medidas de campo, se realizó un análisis exploratorio de los datos LiDAR para poder determinar tendencias y tipos de distribución. Se realizaron histogramas con la Altura LiDAR por especie. Los histogramas fueron ajustados mediante funciones de densidad (Figs. 3 y 4). El perfil altimétrico de densidad indica cuántos puntos de retorno hay en cada rango de altitudes. En los pinares se ha obtenido mayor penetración del LiDAR que en los encinares y en los hayedos. Los bosques de *Pinus halepensis* se suelen encontrar sobre suelos poco evolucionados en ambientes áridos, lo que determina unas formaciones abiertas y, en consecuencia, gran parte de los puntos LiDAR en estos bosques corresponden al suelo. Se detectó que por debajo de 5 m de altura, en los hayedos no hay rebotes de los pulsos LiDAR, lo que se relaciona con la escasa presencia de sotobosque en estas formaciones debido la estructu-

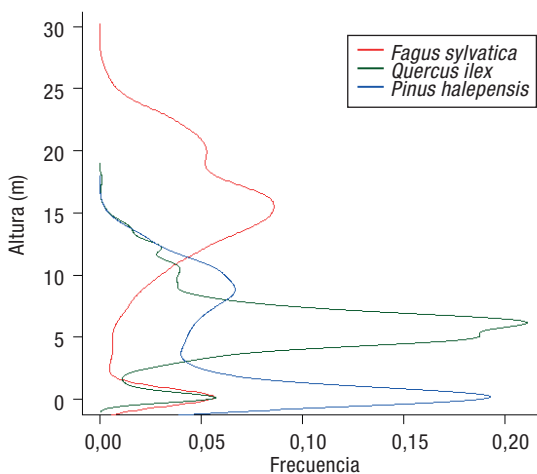


Figura 3. Funciones de densidad del retorno LiDAR por árbol.

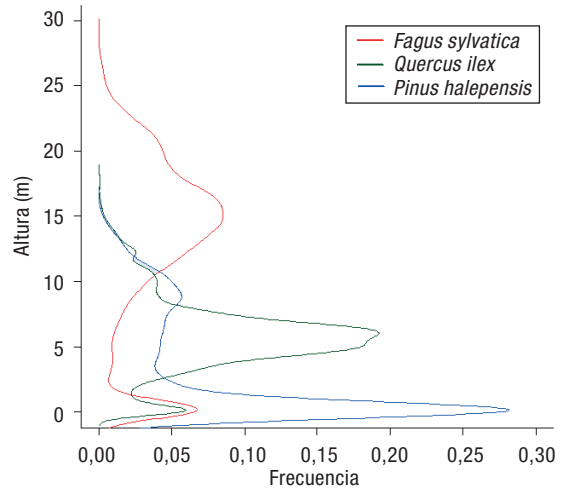


Figura 4. Funciones de densidad del retorno LiDAR por parcela.

ra de copas y hojas de los hayedos, que aprovechan al máximo la radiación incidente limitando así la presencia de luz en el sotobosque. Por su parte los encinares se representan como bosques densos donde la frecuencia de rebotes LiDAR es alta pero con individuos bajos.

Los datos de Altura LiDAR sin procesar no se ajustaron a ningún modelo de distribución estadística conocido. Por lo tanto se optó por usar estadísticos no paramétricos (mediana y percentiles), aunque también se calcularon algunos estadísticos paramétricos (media y desviación estándar) al igual que realizan en otros estudios (Nelson *et al.*, 1997; Ziegler *et al.*, 2000). Se parametrizó la nube de puntos LiDAR, para así crear diferentes variables, que explicasen mejor las características forestales. Las variables LiDAR que se generaron fueron: Altura máxima (Máximo), Altura media (Media), Desviación estándar (Sd), Percentiles (P), Mediana (Mediana) y Coeficiente de penetración (CP). El coeficiente de penetración es la proporción de puntos que llegan al suelo respecto del número de puntos totales. Los puntos del suelo pertenecientes al primer percentil se eliminaron del análisis.

Modelización

Se supone un modelo de regresión de la forma $Y = a + b \cdot X$ donde Y es el parámetro ecológico o forestal, X es la variable LiDAR y (a y b) son los coeficientes estimados para el modelo. Se deci-

dió optar por modelos simples para que pudiesen ser extrapolables a otras zonas del territorio. Se quería determinar cuál de los estadísticos LiDAR era el mejor estimador para cada una de las variables forestales por lo que se realizó una regresión entre las variables forestales y cada una de las variables LiDAR, tanto a nivel de individuo (Anexo, Tabla A), como a nivel de parcela (Anexo, Tabla B). Usando estos modelos (Anexo, Tablas A y B), se seleccionó el mejor estimador LiDAR para cada parámetro forestal en función del coeficiente de determinación R^2 y su RMSE. Estos mejores estimadores LiDAR fueron la base para la obtención de los modelos de la Tabla 2.

Generación de cartografía

Se pretendía obtener modelos digitales de los parámetros ecológicos estimados. La forma ha-

bitual para obtener modelos digitales es interpolar a partir de puntos individuales, pero en este caso interesaba obtener información a una escala de parcela. Además el elevado número de puntos hacia la interpolación muy costosa computacionalmente. Por tanto se optó por generar una malla regular y obtener las estadísticas LiDAR con los puntos que caían dentro de cada polígono. Así los coeficientes de los modelos se podían aplicar a las estadísticas de los puntos LiDAR para obtener los valores de las variables ecológicas y forestales a nivel de polígono. Se seleccionaron las variables biomasa de madera (T/ha), volumen de copa (m^3/m^2) y altura (m) por presentar unos ajustes bastante altos en los modelos generales. Esta cartografía se generó para una zona de escena ($3 \times 0,5 \text{ km}^2$) en áreas dominadas por vegetación de hayedo y encina. Para generar cartografía forestal de debe tener en cuenta cual es el tamaño de píxel óptimo de di-

Parámetro forestal	Especie	Estadístico LiDAR individuo	R^2 individuo	RMSE individuo	Estadístico LiDAR parcela	R^2 parcela	RMSE parcela
Altura	General	Máximo	0,607	6,452	P 90%	0,923	1,593
	<i>Quercus ilex</i>	Máximo	0,384	8,293	P 80%	0,858	1,145
	<i>Fagus sylvatica</i>	Máximo	0,386	8,343	P 80%	0,823	1,710
	<i>Pinus halepensis</i>	Máximo	0,243	12,682	P 80%	0,869	1,144
Altura base de la copa	General	P 80%	0,258	11,993	Sd	0,496	1,110
	<i>Quercus ilex</i>	P 80%	0,297	11,344	P 30%	0,570	0,915
	<i>Fagus sylvatica</i>	P 80%	0,219	12,725	P 40%	0,611	0,884
	<i>Pinus halepensis</i>	P 80%	0,298	14,638	P 60%	0,662	0,904
Volumen	General	Máximo	0,296	14,542	Máximo	0,758	3,232
	<i>Quercus ilex</i>	Máximo	0,119	33,891	Máximo	0,464	10,53
	<i>Fagus sylvatica</i>	Máximo	0,141	34,193	Máximo	0,496	30,80
	<i>Pinus halepensis</i>	Máximo	0,128	44,124	Máximo	0,392	36,98
DBH	General	Máximo	0,152	161,067	P 20%	0,389	158,0
	<i>Quercus ilex</i>	Máximo	0,191	116,963	P 20%	0,339	127,1
	<i>Fagus sylvatica</i>	Máximo	0,214	121,321	P 20%	0,233	213,5
	<i>Pinus halepensis</i>	Máximo	0,108	115,835	P 10%	0,314	97,45
Biomasa de madera	General	Máximo	0,321	42,723	Media	0,815	23,35
	<i>Quercus ilex</i>	Máximo	0,247	54,923	Media	0,964	6,448
	<i>Fagus sylvatica</i>	Máximo	0,240	63,754	Media	0,750	30,26
	<i>Pinus halepensis</i>	Máximo	0,165	75,567	P 60%	0,746	10,83
Biomasa foliar	General	CP	0,043	139,243	Sd	0,466	10,81
	<i>Quercus ilex</i>	CP	0,086	98,237	CP	0,476	24,89
	<i>Fagus sylvatica</i>	CP	0,027	179,732	Sd	0,272	30,96
	<i>Pinus halepensis</i>	CP	0,076	120,464	CP	0,586	21,01

Tabla 2. Modelos de los mejores estimadores LiDAR.

cha cartografía. La elección del tamaño del píxel esta sujeta a diferentes variables: la resolución de los datos de partida, la estructura espacial del ecosistema, la variabilidad forestal y el tipo de variable a representar. Es decir se trata de una elección compleja que no solo depende de los datos de partida. En (Nijland *et al.*, 2009) determinan la resolución espacial óptima para mapear la vegetación natural en un ambiente mediterráneo, usando un tamaño de píxel diferente del de los datos de partida. En este estudio debido al escaso número de muestras, no se pudo realizar un análisis de «cross-validation» que podría dar una medida del error de la cartografía. Por tanto se generaron mapas a diferentes resoluciones 5, 10, 15 y 20 metros y se evaluó la representatividad de dicha cartografía con respecto a la imagen CASI atendiendo a la estructura espacial del ecosistema, la variabilidad forestal y el tipo de parámetro. Se comprobó que debido a la alta complejidad estructural y ambiental, a partir de un tamaño de píxel de 10 metros no se recogía la variabilidad de los parámetros representados. Por tanto se selecciono el píxel de 10 metros como el óptimo para representar los parámetros de este estudio. Para calcular las variables LiDAR se utilizó una media de 170 puntos LiDAR por polígono, que se aproxima a los 190 puntos que se tenían de media para las parcelas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del estudio [Tabla 2, Anexo (Tablas A y B)] revelaron que los datos LiDAR permiten estimar, a nivel de parcela y con elevada exactitud, parámetros forestales en ecosistemas de tipo mediterráneo. Los modelos a nivel de árbol mostraron que todas las variables LiDAR empleadas fueron significativas pero con bajos ajustes, mientras que a nivel de parcela algunas variables LiDAR no fueron significativas [marcadas con (—) en el Anexo (Tablas A y B)] pero los modelos en general incrementaron considerablemente su nivel de ajuste. Los ajustes de los modelos por individuo (con un intervalo de R^2 de 0,027-0,607) y por parcela (con un intervalo de R^2 de 0,233-0,964), permiten establecer en este caso la parcela como el nivel adecuado para trabajar con datos LiDAR de las características de los utilizados en este estudio.

En todos los casos los modelos mejoraron al pasar del nivel de individuo, al nivel de parcela. Probablemente la densidad de puntos LiDAR de este estudio (0,5 puntos/m²) que permite usar 22 puntos para árboles de 8 m² de superficie media, es insuficiente para trabajar con individuos (otros trabajos, como el de Chen *et al.*, 2006, usan una densidad de 9 puntos/m² para trabajar a este nivel). Por tanto estos resultados son susceptibles de mejora con una mayor densidad de puntos, que puede conseguirse con una conveniente planificación de vuelo o bien con la incorporación de tecnología LiDAR que almacene mayor número de retornos o una mayor frecuencia de emisión de pulsos. También cabe plantearse hasta qué punto es útil obtener cartografía muy detallada de variables forestales que representan parámetros espaciales con una unidad mínima de medida correspondiente al propio árbol. Los modelos generados a nivel de parcela sí fueron satisfactorios y mejoraron los ajustes de estudios anteriores usando imágenes de satélite Landsat (Salvador & Pons, 1998; Mallinis, *et al.*, 2004; Vázquez de la Cueva, 2008) e imágenes hiperespectrales (Baulies & Pons, 1995; Schlerf & Atzberger, 2006). De aquí en adelante se considerarán los modelos a nivel de parcela y se trabajarán y discutirán sus resultados. Con respecto al efecto de las diferencias entre especies en la generación de los modelos, los resultados a nivel de parcela predicen una mejoría en los casos en los que los predictores LiDAR son similares entre especies diferentes. Así, tanto la altura máxima, el volumen de copa y el DBH con similares predictores LiDAR entre especies mejoran en el análisis general. Además, la pérdida del ajuste de los modelos generales es escasa en las variables con mayor variación interespecifica, como la altura de la base de la copa, biomasa foliar y biomasa de madera. Por tanto, las diferentes especies presentan una tendencia similar, por lo que el esfuerzo que supondría realizar un análisis y cartografía a nivel de especie no compensa a la vista de los resultados obtenidos para los modelos generales. Los resultados a nivel de parcela también mostraron que los parámetros forestales estaban explicados por un estadístico LiDAR diferente en cada caso. Así, para los modelos generales los parámetros que dieron mejores resultados fueron la altura máxima explicada por el percentil 90%, el volumen de copa explicado por

el máximo y la biomasa de madera estimada por la media. Los parámetros de altura de la base de la copa, DBH y biomasa foliar no se consiguieron estimar con tanto nivel de ajuste, aunque los resultados no son despreciables y podrían ser mejorables con un LiDAR de una mayor densidad de puntos. La altura de la base de la copa, que es un parámetro con una alta variabilidad interespecífica, no arrojó buenos resultados a nivel general, pero los modelos por especie indican que las estadísticas LiDAR explican parte de la variabilidad de este parámetro. Para el DBH no se obtuvo una relación con las estadísticas LiDAR calculadas, aunque cabe señalar que el DBH es un parámetro difícil de estimar con la densidad de puntos LiDAR de este estudio, ya que se trata de una variable de baja resolución espacial por lo que se necesitaría un mayor densidad de puntos para su correcta estimación (Chen *et al.*, 2007). El coeficiente de penetración sirve para explicar parte de la biomasa foliar, sobretudo en los bosques de aciculifolios donde la penetración del LiDAR es mayor. Se esperaba obtener unos peores ajustes de los modelos en los bosques más heterogéneos y variables como los encinares y pinares con respecto a los bosques más homogéneos como los hayedos (Salvador *et al.*, 1997). Sin embargo, los resultados obtenidos han revelado pruebas en el sentido opuesto. Se puede pensar que el propio tipo de estructura homogénea de las copas de los hayedos hace que la penetrabilidad del LiDAR en el dosel vegetal sea menor que en bosques más heterogéneos y esto impida el correcto ajuste de los datos LiDAR a parámetros que explican características del propio dosel. Para la generación de cartografía cuantitativa se usaron los tres parámetros que se consiguieron estimar con mayor exactitud a nivel de parcela; la altura máxima $R^2 = 0.923$, biomasa de madera $R^2 = 0.815$ y volumen de copa $R^2 = 0.758$ (Figs. 5, 6 y 7). Estos tres parámetros son de vital importancia para el cocimiento de los bosques mediterráneos: La altura máxima es un parámetro básico de los inventarios forestales y del cual derivan otros parámetros, la biomasa de madera permite estimar la cantidad de carbono acumulado en los bosques y el volumen de copa es importante para la modelización de incendios forestales.

Los modelos calculados permitieron generar cartografía de tipo cuantitativo de estos paráme-

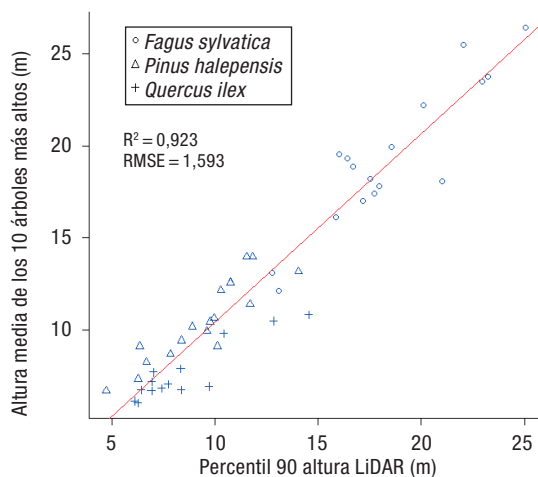


Figura 5. Estimación de la altura para modelos generales a nivel de parcela.

tros forestales (Anexo, Fig. A). Lo deseable hubiera sido evaluar de forma cuantitativa estos modelos con nuevos datos de campo, pero debido a que todas las parcelas con verdad terreno disponibles se usaron para el ajuste del modelo no se ha procedido a tal análisis. Aun así, los resultados de los modelos son satisfactorios a nivel visual comparando con la imagen CASI que nos aporta una referencia del estado de las cubiertas. La combinación CASI (907, 707, 406 nm) permite distinguir las zonas de vegetación en rojo y verde, de las áreas sin vegetación o con suelo desnudo en azul o blanco. Se detecta como las áreas sin vegetación (en azul) presentan valores cero de biomasa, volumen de copa y al-

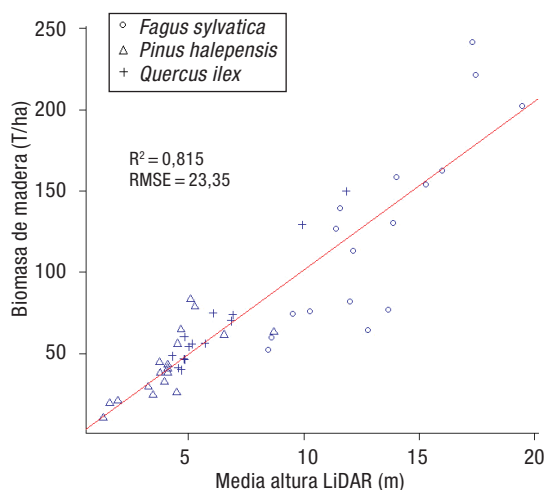


Figura 6. Estimación de biomasa de madera para modelos generales a nivel de parcela.

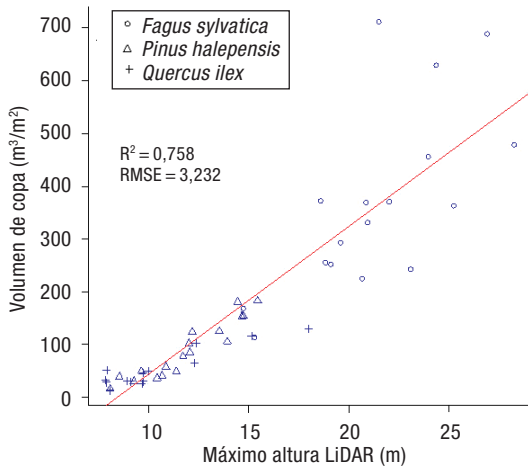


Figura 7. Estimación de volumen de copas para modelos generales a nivel de parcela.

tura máxima, mientras que en las zonas de mayor densidad de copas estos valores aumentan. En la imagen correspondiente al volumen de copa se observan zonas con valor 0 y sin embargo la altura varía entre 5-10 m y la biomasa presenta valores de aproximadamente 50 T/ha; esto es debido a que son áreas de matorral que no presentan cobertura arbórea y en consecuencia no existen copas arbóreas, pero sí presencia de especies arbustivas con cierta altura y biomasa de madera. Los modelos se realizaron para un área dominada por haya en la parte inferior de la imagen y encinas en la zona superior. El rango de valores obtenido fue de 0-300 T/ha para la biomasa de madera, de 0-800 m³/m² para el volumen de copa y de 0-35 m para la altura.

Estos modelos permiten detectar áreas dentro del bosque con elevado contenido en biomasa y/o con elevado volumen de copa. Estas áreas podrían ser zonas con características climáticas y edáficas muy benignas que permiten a la vegetación desarrollarse y acumular altas concentraciones de biomasa. En los modelos digitales se detectaron valores altos de los parámetros ecológicos en zonas con altas pendientes, como puntos cercanos a la cima de las colinas de la parte superior de la imagen. Esto puede ser debido a que la generación de modelos digital del terreno (MDT) obtenidos por LiDAR se realiza a través de la interpolación de los puntos del suelo. Estos puntos se clasifican por un algoritmo automático que puede generar errores en las cimas de colinas. Así, el MDT

presentaría altitudes menores en las cimas y, en consecuencia, al restar el MDT a los puntos LiDAR se tendrían valores de Z mayores de lo esperado en estas zonas.

Los ajustes obtenidos en este estudio han sido mayores que los obtenidos en estudios anteriores (Salvador *et al.*, 1997) y permiten ser optimistas sobre las posibilidades de la aplicación del LiDAR para la estimación y cartografía cuantitativa de la vegetación natural. En futuros estudios se espera poder mejorar los resultados de estimación de los parámetros ecológicos y forestales, sobretodo de los foliares, con la incorporación de información hiperespectral CASI y de la intensidad LiDAR.

CONCLUSIONES

En este estudio se comprobó la capacidad de los datos LiDAR para genera cartografía de tipo cuantitativo. Se puede concluir que una densidad de puntos de 0,5 puntos/m², es adecuada para trabajar a nivel de parcela, pero insuficiente para el nivel de individuo. A su vez, la escasa diferencia entre los modelos a nivel de especie y a nivel general parece indicar que el esfuerzo en la separación por especie sea innecesario para la generación de una cartografía extensiva de parámetros forestales. Finalmente, la metodología usada para el tratamiento de la información LiDAR ha permitido modelizar variables ecológicas forestales como biomasa de madera, volumen de copa y altura, y en consecuencia generar modelos digitales forestales con un nivel de fiabilidad que no se había conseguido obtener con otras aproximaciones.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido posible gracias a un convenio de colaboración entre ICC y CREAM para la utilización de datos hiperespectrales y multitemporales (CASI) y LiDAR para la cartografía categórica y cuantitativa de la vegetación forestal. Deseamos agradecer especialmente a los compañeros del ICC el cuidadoso procesado de los datos, así como a los compañeros del CREAM que realizaron el extenso trabajo de campo.

REFERENCIAS

- ANDERSON, G. L., HANSON, J. D. & HAAS, R. H. 1993. Evaluating Landsat Thematic Mapper derived vegetation indices for estimating above-ground biomass on semiarid rangelands. *Remote Sensing of Environment*, 45, 165-175.
- AXELSSON, P. 1999. Processing of laser scanner data; algorithms and applications. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 54: 138-147.
- BAULIES, X. & PONS, X. 1995. Approach to forestry inventory and mapping by means of multi-spectral airborne data. *International Journal of Remote Sensing*, 16: 61-80.
- BURRIEL, J. A., GRACIA, C., IBÀÑEZ, J. J., MATA, T. & VAYREDA, J. 2000-2004. Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya (IEFC). CREAM, Bellaterra.
- CHEN, Q., BALDOCCHI, D. D., GONG, P. & KELLY, M. 2006. Isolating individual trees in a savanna woodland using small footprint LiDAR data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 72: 923-932.
- CHEN, Q., GONG, P., BALDOCCHI, D. & TIAN, Y. 2007. Estimating basal area and stem volume for individual trees from LiDAR data. *Photogrammetric engineering and Remote Sensing*, 12: 1355-1365.
- GARCIA, M., RIANO, D., CHUVIECO, E. & DANSON, FM. 2010. Estimating biomass carbon stocks for a Mediterranean forest in central Spain using LiDAR height and intensity data. *Remote Sensing of Environment*, 114: 816-830.
- GRACIA, C., BURRIEL, J. A., IBÀÑEZ, J. J., MATA, T. & VAYREDA, J. 2004. Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Mètodes. Volum 9. CREAM, Bellaterra, 112.
- HILL, R. & THOMSON, A. 2005. Mapping woodland species composition and structure using airborne spectral and LiDAR data. *International Journal of Remote Sensing*, 26: 3763-3779.
- MALLINIS, G., KOUTSIAS, N., MAKRAS, A. & KARTERIS, M. 2004 Forest parameters estimation in a European Mediterranean landscape using remotely sensed data. *Forest Science*, 50: 450-460.
- MASELLI, F. & CHIESI, M. 2006. Evaluation of Statistical Methods to Estimate Forest Volume in a Mediterranean Region. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44: 2239-2250.
- NAESSET, E. 1997. Determination of mean tree height of forest stands using airborne laser scanner data. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 52: 49-56.
- NELSON, R., ODERWALD, R. & GREGOIRE, T. G. 1997. Separating the ground and airborne laser sampling phases to estimate tropical forest basal area, volume, and biomass. *Remote Sensing of Environment*, 60: 311-326.
- NIJLAND, W., ADDINK, E. A., DE JONG, S. M. & VAN DER MEER, F. D. 2009. Optimizing spatial image support for quantitative mapping of natural vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 13: 771-780.
- PONS, X. 2010. MiraMon. Geographical information system and remote sensing software. Versión 7. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). ISBN: 84-931323-4-9.
- POPESCU, S. C., WYNNE R. H. & NELSON R.F. 2003. Measuring individual tree crown diameter with lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29: 564-577.
- RIANO, D., CHUVIECO, E., CONDES, S., GONZÁLEZ-MATESANZ, J. & USTIN, S. 2004. Generation of crown bulk density for *Pinus sylvestris* L. from LiDAR. *Remote Sensing of Environment*, 92: 345-352.
- RIANO, D., MEIER, E., ALLGÖWER, B., CHUVIECO, E. & USTIN, S. L. 2003. Modeling airborne laser scanning data for the spatial generation of critical forest parameters in fire behavior modeling. *Remote Sensing of Environment*, 86: 177-186.
- RODRÍGUEZ, J. P., BROTONS, L., BUSTAMANTE, J. & SEOANE, J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions*, 13: 243-251.
- SALVADOR, R. & PONS, X. 1998. On the applicability of Landsat TM images to Mediterranean forest inventories. *Forest Ecology and Management*, 104: 193-208.
- SALVADOR, R., PONS, X. & BAULIES, X. 1997. Análisis de imágenes multiespectrales aerotransportadas para estimar variables estructurales de bosques mediterráneos de *Quercus ilex* L. *Orsis*, 12: 127-139.
- SCHLERF, M. & ATZBERGER, C. 2006. Inversion of a forest reflectance model to estimate structural canopy variables from hyperspectral remote sensing data. *Remote Sensing of Environment*, 100: 281-294.
- VÁZQUEZ DE LA CUEVA, A. 2008. Structural attributes of three forest types in central Spain and Landsat ETM plus information evaluated with redundancy analysis. *International Journal of Remote Sensing*, 29: 5657-5676.
- WEHR, A. & LOHR, U. 1999. Airborne laser scanning - an introduction and overview. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 54: 68-82.
- ZIEGLER, M., KONRAD, H., HOFRICHTER, J., WIMMER, A., RUPPERT, G., SCHARDT, M. & HYYPPA, J. 2000. Assessment of forest attributes and single-tree segmentation by means of laser scanning. *Proceedings of the International Society for Optical Engineering*, 4035: 73-84.

Anexo

MODELOS DIGITALES DE LOS PARÁMETROS ECOLÓGICOS FORESTALES

1. Imagen CASI RGB (907, 707, 406 nm).
2. Biomasa de madera (T/ha).
3. Volumen de copa (m^3).
4. Altura (m).

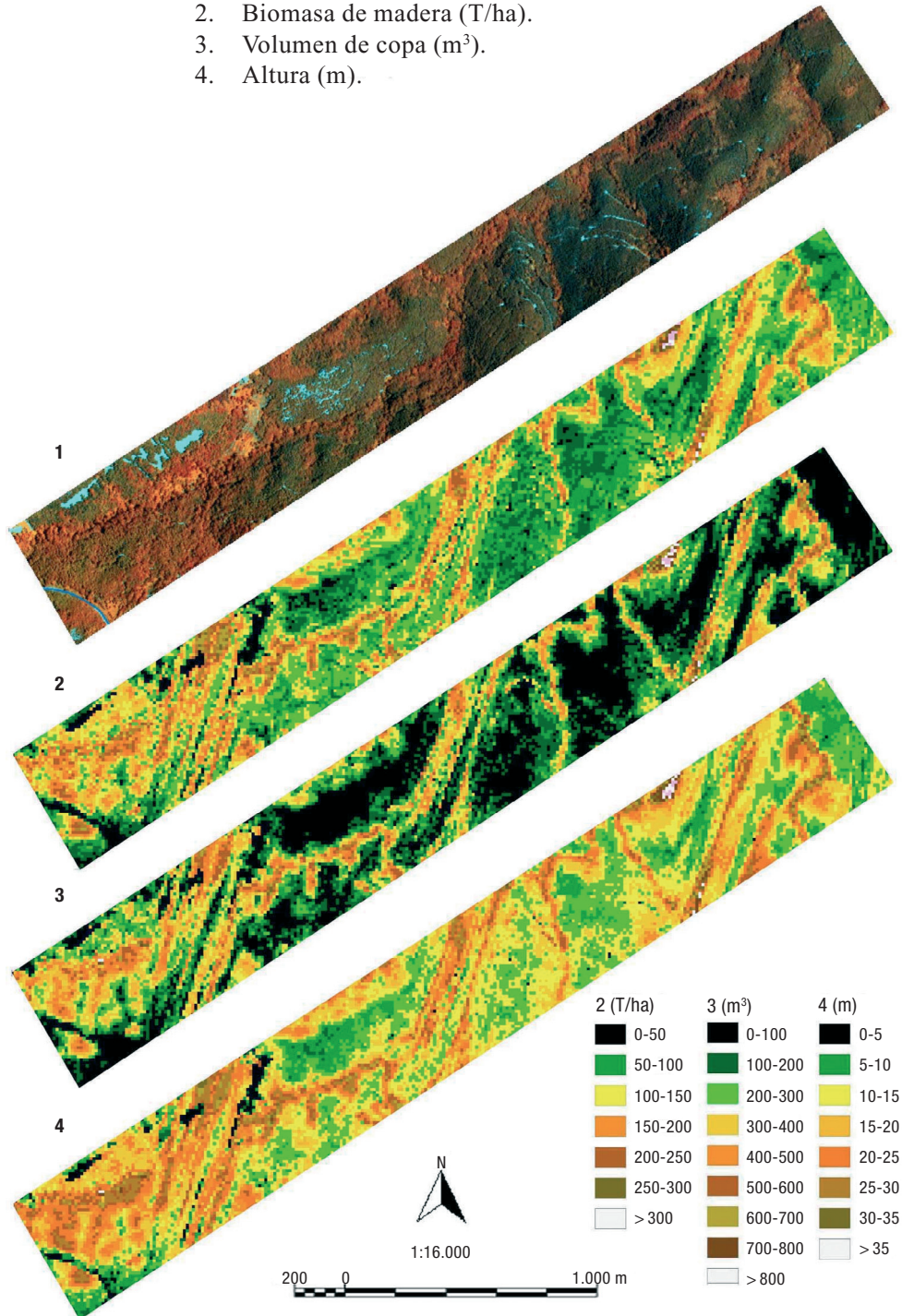


Figura A. Modelos Digitales Forestales de la biomasa de madera, volumen de copa y altura.

Parámetro			Parámetros LiDAR												
			Máx	P90	P80	P70	P60	Med	P40	P30	P20	P10	SD	Medi	CP
Altura (m)	G	R ² RMSE	0,607 6,452	0,583 6,893	0,555 6,931	0,529 7,627	0,496 7,802	0,452 8,653	0,403 8,982	0,349 9,212	0,260 9,262	0,121 9,392	0,265 8,245	0,451 7,36	0,024 9,834
	Q	R ² RMSE	0,384 8,293	0,375 8,485	0,375 8,683	0,363 8,721	0,352 8,959	0,343 9,348	0,324 9,562	0,304 9,578	0,249 9,885	0,153 10,2	0,050 21,39	0,319 9,378	0,027 24,85
	F	R ² RMSE	0,386 8,343	0,357 8,379	0,326 8,381	0,308 8,402	0,276 8,628	0,239 8,863	0,199 9,256	0,155 9,892	0,107 9,913	0,039 10,38	0,066 16,483	0,218 9,527	0,017 25,38
	P	R ² RMSE	0,243 12,68	0,221 12,87	0,181 12,19	0,139 13,69	0,102 13,82	0,055 13,89	0,017 14,25	0,005 14,58	<0,001 14,93	0,002 15,82	0,162 16,32	0,077 14,25	0,04 15,34
Altura base de la copa (m)	G	R ² RMSE	0,254 11,28	0,257 11,30	0,258 11,99	0,234 12,33	0,215 12,59	0,187 12,78	0,158 12,93	0,138 13,04	0,108 13,67	0,061 13,78	0,130 15,89	0,194 13,48	<0,001 16,83
	Q	R ² RMSE	0,290 10,45	0,295 10,67	0,297 11,34	0,294 11,89	0,281 12,45	0,275 12,67	0,260 13,45	0,257 13,98	0,229 14,56	0,181 14,22	0,012 15,98	0,280 16,87	0,007 12,34
	F	R ² RMSE	0,194 13,25	0,212 13,49	0,219 12,72	0,212 12,93	0,198 13,18	0,176 13,28	0,152 13,29	0,127 13,31	0,092 13,86	0,051 13,89	0,018 14,26	0,165 14,18	0,015 14,93
	P	R ² RMSE	0,172 12,3	0,265 12,41	0,298 14,63	0,202 14,67	0,203 14,68	0,201 14,73	0,162 14,87	0,132 15,14	0,122 15,49	0,111 15,83	0,022 15,84	0,210 15,93	0,017 16,86
Volumen de copa (m ³ /m ²)	G	R ² RMSE	0,296 14,54	0,264 14,63	0,248 15,87	0,236 15,98	0,219 16,03	0,208 16,25	0,182 16,45	0,159 16,78	0,122 16,87	0,053 16,96	0,101 17,09	0,204 17,12	0,013 17,57
	Q	R ² RMSE	0,119 33,89	0,097 33,96	0,086 33,96	0,078 33,73	0,072 33,84	0,061 33,98	0,053 34,78	0,043 34,82	0,032 34,93	0,007 35,43	0,056 35,56	0,051 35,65	0,017 35,78
	F	R ² RMSE	0,141 34,19	0,097 34,23	0,081 34,34	0,069 34,87	0,055 34,98	0,042 35,38	0,032 35,56	0,023 35,76	0,016 35,87	0,004 35,92	0,053 36,33	0,043 36,45	0,008 36,56
	P	R ² RMSE	0,128 44,12	0,106 44,26	0,076 44,56	0,046 44,67	0,016 48,43	<0,001 55,68	<0,001 56,12	0,021 56,23	0,044 56,37	0,056 56,87	0,033 58,98	0,003 61,44	0,006 62,38
DBH (cm)	G	R ² RMSE	0,152 161,0	0,133 163,2	0,117 165,3	0,102 167,4	0,084 170,7	0,064 171,8	0,050 173,9	0,040 174,2	0,026 176,3	0,004 178,6	0,110 181,4	0,068 184,5	0,008 185,6
	Q	R ² RMSE	0,191 116,9	0,165 117,7	0,150 117,8	0,138 117,9	0,130 118,1	0,124 118,2	0,116 118,3	0,095 118,4	0,061 119,2	0,017 119,3	0,080 120,2	0,100 120,4	0,017 120,5
	F	R ² RMSE	0,214 121,3	0,168 121,4	0,144 121,5	0,129 121,6	0,107 121,6	0,086 121,7	0,068 121,8	0,056 121,8	0,037 122,8	0,005 122,9	0,054 123,2	0,079 123,3	0,033 123,4
	P	R ² RMSE	0,108 115,8	0,098 116,3	0,072 116,4	0,043 116,5	0,016 116,7	<0,001 116,8	0,005 116,8	0,019 117,1	0,046 117,2	0,069 117,3	0,102 117,6	0,002 117,6	0,020 117,9
Biomasa de madera (T/ha)	G	R ² RMSE	0,321 42,72	0,295 43,62	0,279 43,76	0,266 43,87	0,249 47,89	0,229 48,25	0,210 49,95	0,193 54,76	0,158 54,87	0,081 54,98	0,102 56,23	0,239 56,45	0,092 56,76
	Q	R ² RMSE	0,247 54,92	0,224 55,32	0,216 55,43	0,202 55,67	0,191 55,78	0,174 55,87	0,163 55,98	0,144 56,43	0,107 56,78	0,046 56,87	0,064 57,32	0,156 57,43	0,018 57,56
	F	R ² RMSE	0,240 63,75	0,195 64,23	0,173 64,34	0,160 66,45	0,140 66,78	0,119 67,21	0,099 68,34	0,084 69,45	0,065 69,54	0,028 70,64	0,028 70,76	0,119 70,34	0,055 71,54
	P	R ² RMSE	0,165 75,56	0,156 75,88	0,125 76,56	0,088 77,65	0,049 77,89	0,015 77,98	<0,001 78,45	0,004 79,32	0,022 79,45	0,037 80,34	0,130 83,42	0,021 84,32	0,010 84,34

Parámetro			Parámetros LiDAR												
			Máx	P90	P80	P70	P60	Med	P40	P30	P20	P10	SD	Medi	CP
Biomasa foliar (T/ha)	G	R ²	0,030	0,034	0,041	0,005	0,006	0,008	0,003	0,012	0,005	0,008	0,007	0,008	0,043
		RMSE	145,6	145,8	146,5	146,8	147,3	148,2	143,8	146,1	146,4	147,3	148,2	152,3	139,2
	Q	R ²	0,033	0,023	0,018	0,012	0,014	0,010	0,008	0,003	<0,001	0,007	0,061	0,003	0,086
		RMSE	131,2	133,4	133,9	134,3	142,2	143,2	141,9	142,5	146,8	148,4	141,3	142,5	98,23
F	R ²	0,005	0,003	0,020	0,018	0,012	0,008	0,005	0,004	0,003	0,001	0,021	0,007	0,027	
	RMSE	162,3	163,6	167,5	168,6	169,5	170,4	173,5	180,3	181,4	183,6	185,8	188,5	179,7	
P	R ²	0,059	0,055	0,042	0,028	0,018	<0,001	0,004	0,017	0,039	0,048	0,059	<0,001	0,076	
	RMSE	137,2	138,6	140,5	142,4	144,6	146,3	158,4	161,2	163,7	164,5	165,8	166,8	120,4	

Tabla A. Tabla de R² de los modelos significativos LiDAR a nivel de individuo. Modelo General, *Quercus ilex*, *Fagus sylvatica* y *Pinus halepensis* (G, Q, F y P) respectivamente. P: percentil. Máx: máximo. Med: mediana. Sd: desviación estándar. Medi: media. CP: coeficiente de penetración.

Parámetro			Parámetros LiDAR												
			Máx	P90	P80	P70	P60	Med	P40	P30	P20	P10	SD	Medi	CP
Altura (m)	G	R ²	0,911	0,923	0,910	0,858	0,808	0,698	0,647	0,608	0,513	0,141	0,761	0,787	—
		RMSE	1,718	1,593	1,718	2,164	2,517	3,162	3,415	3,601	4,013	5,332	2,811	2,65	—
	Q	R ²	0,779	0,819	0,858	0,846	0,834	0,806	0,788	0,739	0,675	0,606	0,596	0,795	—
		RMSE	1,458	1,155	1,145	1,892	1,901	2,103	2,134	2,812	2,912	3,172	2,103	2,012	—
F	R ²	0,737	0,812	0,823	0,813	0,809	0,797	0,717	0,591	0,517	0,229	0,181	0,770	—	
	RMSE	2,028	1,713	1,710	1,661	1,728	1,781	2,104	2,53	2,748	3,472	3,577	1,897	—	
P	R ²	0,796	0,833	0,869	0,858	0,847	0,821	0,804	0,759	0,699	0,636	0,627	0,811	—	
	RMSE	1,148	1,019	1,144	1,444	1,625	2,139	2,169	2,193	2,203	2,219	0,9373	1,596	—	
Altura base de la copa (m)	G	R ²	0,416	0,444	0,446	0,431	0,389	0,235	0,202	0,171	0,172	—	0,496	0,321	—
		RMSE	1,196	1,166	1,165	1,18	1,223	1,369	1,397	1,424	1,424	—	1,110	1,289	—
	Q	R ²	—	—	—	—	—	0,248	0,467	0,570	0,363	—	—	—	—
		RMSE	—	—	—	—	—	0,929	0,923	0,915	0,919	—	—	—	—
F	R ²	0,440	0,476	0,504	0,525	0,553	0,584	0,611	0,530	0,469	—	—	0,554	—	
	RMSE	1,06	1,025	0,997	0,976	0,947	0,913	0,884	0,971	1,033	—	—	0,94	—	
P	R ²	0,422	0,611	0,625	0,639	0,662	—	—	—	—	—	0,656	0,511	—	
	RMSE	1,105	0,905	0,840	0,872	0,904	—	—	—	—	—	0,852	1,016	—	
Volumen de copa (m ³ /m ²)	G	R ²	0,758	0,743	0,734	0,697	0,677	0,649	0,603	0,563	0,456	0,149	0,528	0,679	0,098
		RMSE	3,232	5,993	7,733	4,245	7,765	12,15	19,3	25,1	39,7	74,7	30,1	37,3	79,9
	Q	R ²	0,464	0,446	0,459	0,458	0,462	0,457	0,451	0,439	0,431	0,425	—	0,469	0,407
		RMSE	10,53	10,7	10,57	10,55	10,52	10,6	10,65	10,77	10,84	10,91	12,99	10,47	11,07
F	R ²	0,496	0,447	0,427	0,410	0,380	0,328	—	—	—	—	—	0,301	0,242	
	RMSE	30,8	37	39,4	41,5	45,1	—	—	—	—	—	—	54	64,6	
P	R ²	0,392	0,251	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0,374	—	
	RMSE	36,98	38,85	—	—	—	—	—	—	—	—	—	21,27	—	

Parámetro			Parámetros LiDAR												
			Máx	P90	P80	P70	P60	Med	P40	P30	P20	P10	SD	Medi	CP
DBH (cm)	G	R ²	0,129	0,161	0,185	0,226	0,272	0,328	0,348	0,366	0,389	0,176	—	0,299	—
		RMSE	188,6	185,1	182,4	177,8	172,4	165,8	163,2	161	158	183,5	—	169,2	169,3
	Q	R ²	—	—	—	—	—	0,291	0,301	0,320	0,339	—	—	—	—
		RMSE	—	—	—	—	—	131,7	130,7	128,9	127,1	—	—	—	—
F	R ²	—	—	—	—	—	—	0,174	0,191	0,233	0,131	—	—	—	
	RMSE	—	—	—	—	—	—	220,7	218,6	213,5	225,8	—	—	—	
P	R ²	—	—	—	—	0,278	0,290	0,220	—	—	0,314	—	0,266	0,260	
	RMSE	—	—	—	—	99,93	99,09	103,9	—	—	97,45	—	100,8	101,2	
Biomasa de madera (T/ha)	G	R ²	0,632	0,683	0,711	0,731	0,753	0,725	0,716	0,742	0,805	0,563	0,250	0,815	0,262
		RMSE	32,91	30,52	29,13	28,11	26,94	28,44	28,87	27,54	23,94	35,86	46,99	23,35	46,6
	Q	R ²	0,877	0,884	0,922	0,937	0,950	0,963	0,962	0,961	0,944	0,908	0,419	0,964	0,338
		RMSE	11,91	11,53	9,479	8,517	7,556	6,397	6,277	6,649	8,035	10,25	25,89	6,448	27,62
F	R ²	0,450	0,540	0,581	0,620	0,658	0,693	0,711	0,660	0,721	0,598	—	0,750	0,340	
	RMSE	44,89	41,02	39,19	37,32	35,37	33,55	32,52	35,28	31,97	38,35	—	30,26	49,15	
P	R ²	0,267	0,529	0,627	0,686	0,746	0,230	—	—	—	—	0,545	0,559	0,240	
	RMSE	18,39	14,75	13,13	12,04	10,83	18,86	20,16	—	—	—	14,5	14,27	18,73	
Biomasa foliar (T/ha)	G	R ²	0,335	0,267	0,233	0,159	0,114	—	—	—	—	—	0,466	—	0,153
		RMSE	20,02	21,12	22,17	22,27	24,33	—	—	—	—	—	10,811	—	28,283
	Q	R ²	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0,376
		RMSE	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	24,89
F	R ²	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0,272	—	—	
	RMSE	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	30,961	—	—	
P	R ²	—	—	0,260	0,434	0,585	0,422	0,248	0,311	—	—	—	0,442	0,586	
	RMSE	—	—	21,35	21,18	21,03	21,19	21,36	21,30	—	—	—	21,17	21,01	

Tabla B. Tabla de R² de los modelos significativos LiDAR a nivel de parcela. Modelo General, *Quercus ilex*, *Fagus sylvatica* y *Pinus halepensis* (G, Q, F y P) respectivamente. P: percentil. Máx: máximo. Med: mediana. Sd: desviación estándar. Medi: media. CP: coeficiente de penetración.

Estudio del crecimiento urbano, de la estructura de la vegetación y de la temperatura de la superficie del Gran San Miguel de Tucumán, Argentina

Study of the urban growing, the vegetation structure and the land surface temperature of the Gran San Miguel de Tucumán, Argentina

R. Oltra-Carrió¹, J. A. Sobrino¹, J. Gutiérrez-Angonese², A. Gioia²,
L. Paolini² y A. Malizia²
rosa.oltra@uv.es

¹ *Unidad de Cambio Global. Laboratorio de Procesado de Imágenes. Universitat de València*

² *Instituto de Ecología Regional (IER). Universidad Nacional de Tucumán*

Recibido el 25 de junio de 2010, aceptado el 14 de septiembre de 2010

RESUMEN

Se estima que en la actualidad más del 50% de la población mundial vive en ciudades. Esta urbanización del planeta implica un cambio importante en los usos del suelo y, consecuentemente, de las propiedades térmicas de las superficies terrestres. En este trabajo se analiza el impacto de la urbanización en el Gran San Miguel de Tucumán (Argentina). Se estudia el tipo de vegetación que se recupera en la zona tras el proceso de construcción de la ciudad, la transición de vegetación natural a vegetación de parques y jardines. Además se analiza, a través de imágenes de satélite, la temperatura de las superficies de la zona en estudio, relacionándose los patrones térmicos con las zonas vegetadas de la ciudad. A partir de la temperatura de superficie se calcula la intensidad de la Isla de Calor Urbana Superficial que, para imágenes diurnas, da valores negativos para finales de invierno y primavera, y positivos en verano. El aumento de la zona construida entre los años 1992 y 2008 estimado a través de imágenes satelitales es del 66%.

PALABRAS CLAVE: isla de calor urbana de superficie, vegetación urbana, teledetección, LANDSAT, San Miguel de Tucumán (Argentina).

ABSTRACT

Nowadays more than the 50% of the earth population lives in cities. This urbanization of the planet involves an important change in the soil uses. Therefore, thermal properties of the surfaces have changed. In this work the impact of the urbanization is analyzed in the Gran San Miguel de Tucumán (Argentina). It is studied the change from natural vegetation cover to urban vegetation as squares or gardens. Moreover, satellite images are used to study the surface temperature, and it is observed that the thermal patterns are connected with the vegetated areas in the city. Land surface temperature is used to measure the value of the Surface Urban Heat Island. This phenomenon is estimated using daytime images, negative values are obtained in winter and spring while positive values are obtained for summer time. The growing of the built area is monitored with satellite images observing an increase of the urban area of the 66% between 1992 and 2008.

KEY WORDS: surface urban heat island, urban vegetation, remote sensing, LANDSAT, San Miguel de Tucumán (Argentina).

INTRODUCCIÓN

La artificialización del suelo a través de la urbanización es una de las formas más extremas de alteración del uso de la tierra y una de las modificaciones más persistentes e importantes de los cambios producidos por las personas. El impacto de los procesos urbanizadores sobre los ecosistemas naturales y sobre la calidad del hábitat es un tema de estudio de actualidad, siendo poca aun la literatura que podemos encontrar al respecto. La relación entre la dinámica urbana y la dinámica de las comunidades vegetales implica procesos con características complejas y muchas veces no lineales. A medida que la urbanización avanza, la vegetación natural es eliminada y, en parte, es remplazada por una nueva comunidad, mezcla de especies autóctonas y exóticas principalmente ornamentales. La formación de ésta nueva comunidad vegetal asociada a áreas urbanas puede ser entendida como un proceso de transición urbana, donde la vegetación preexistente es reemplazada por una nueva vegetación con características funcionales y estructurales diferentes. Uno de los efectos más importantes que tiene ésta nueva vegetación es la regulación de la temperatura de las áreas urbanizadas. Este proceso de refrigeración se debe no sólo a la intercepción de la radiación solar por parte de la vegetación (lo cual disminuye la acumulación de calor de las construcciones urbanas) sino también a los procesos de evapotranspiración llevados a cabo por las plantas, lo que ayuda a reducir la temperatura del aire. El grado de presencia y las características estructurales y funcionales de la vegetación urbana pueden modificar tanto las características del ciclo diurno como la intensidad de la Isla de Calor Urbana (ICU). Este fenómeno se caracteriza por el calentamiento de las zonas urbanas en comparación a sus alrededores no urbanizados. Estudiar los patrones y procesos que ocurren en un área urbana revela un mosaico dinámico entre gente y naturaleza. Comprender las relaciones entre la dinámica urbana, la dinámica de la vegetación asociada y la temperatura de superficie nos permitirá mejorar nuestro entendimiento sobre los efectos de las futuras urbanizaciones. En este trabajo se presenta un análisis preliminar de la relación entre la dinámica de la vegetación urbana y sus efectos sobre los patrones

de temperatura de superficie en el Gran San Miguel de Tucumán (Argentina).

LUGAR DE ESTUDIO

La Provincia de Tucumán se encuentra en el Noroeste de Argentina. El estudio se centra en el Gran San Miguel de Tucumán (GSMT) que es el aglomerado urbano formado alrededor de la ciudad de San Miguel de Tucumán. El GSMT se encuentra a los pies de la Sierra de San Javier (SSJ), en su vertiente este, y presenta una dinámica de uso de la tierra caracterizada por la reducción de las áreas agrícola-ganaderas y una expansión de las áreas urbanas, asociado al marcado crecimiento poblacional. Durante las últimas cuatro décadas el GSMT ha triplicado su población, conformando el núcleo urbano más importante del Norte de Argentina, con una población de más de 1,5 millones de habitantes. Esto ha generado cambios importantes en los patrones de uso del suelo, por un lado incrementando la densidad de construcciones en el centro de la ciudad y por otro expandiendo su área urbana hacia la periferia. La mayor expansión se ha localizado en su sector oeste, más cercano a la SSJ, y donde se sitúa el núcleo urbano de Yerba Buena.

METODOLOGÍA Y RESULTADOS

El análisis de la relación entre la creciente construcción, la vegetación urbana y los patrones de temperatura requieren de un estudio previo en el que cada factor sea analizado. Estas reflexiones y resultados preliminares son los que se presentan a continuación.

Elaboración de mapas de ocupación del territorio

Se han obtenido mapas de suelo urbanizado para el área metropolitana del GSMT a partir de imágenes del satélite Landsat TM de los años 1992, 2000 y 2008. La clasificación se hizo utilizando el procedimiento Random Forest (Breiman, 2001).

A partir de estos mapas se ha obtenido la superficie urbana en cada fecha y se ha estimado el cambio en la superficie urbanizada mediante

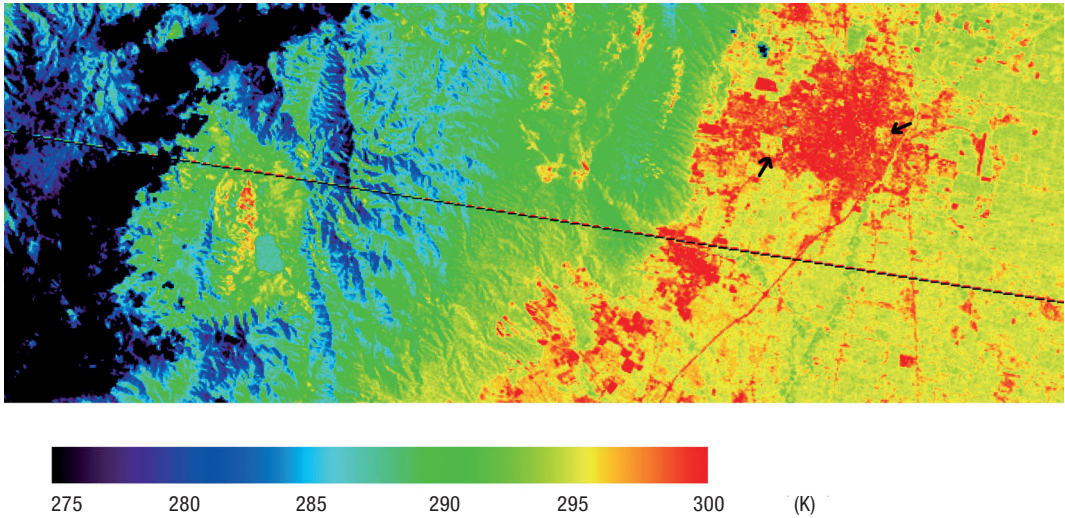


Figura 2. Imagen de TST del día 28 de febrero de 2008 a las 14:00 UTC de la zona del Gran San Miguel de Tucumán. Las zonas señaladas con una flecha corresponden a zonas ajardinadas de la ciudad.

$$\psi_1 = \frac{1}{\tau} \quad \psi_2 = -L^\downarrow - \frac{L^\uparrow}{\tau} \quad \psi_3 = L^\downarrow \quad [2]$$

donde τ es la transmisividad de la atmósfera, L^\downarrow la radiancia descendente y L^\uparrow la radiancia ascendente. Estos tres parámetros se han obtenido de productos MODIS de la zona, más concretamente del producto MOD07.

En la Figura 2 se puede observar un ejemplo de las imágenes de temperatura obtenidas. En ella se aprecia perfectamente la diferencia de temperatura superficial entre la zona urbana (temperatura mayor) y la zona no urbana. Además se pueden diferenciar las zonas de parques con vegetación dentro del casco urbano, debido al contraste de temperatura, estas aparecen señaladas con sendas flechas en la figura. La zona de más baja temperatura, a la izquierda de la imagen, corresponde a la SSJ.

A partir de las imágenes de TST, se ha obtenido el valor de la Isla de Calor Urbana Superficial (ICUS), definida según la ecuación 3 como la diferencia entre la temperatura media de la zona urbana y la temperatura media de la zona no urbana. Este efecto sería el análogo al fenómeno atmosférico de la ICU, donde hablamos de temperatura del aire, sólo que en el caso de la ICUS se trata de un efecto superficial y se trabaja por tanto con la TST

$$ICUS = TST_{urbana} - TST_{no-urbana} \quad [3]$$

La zona urbana se ha delimitado siguiendo los límites cartográficos de los núcleos urbanos y la

clasificación obtenida en el subapartado anterior, que distinguía las zonas de suelo urbanizado de las zonas no urbanizadas. La intensidad de la ICUS se ha calculado para un recorte de las imágenes LANDSAT, la porción de imagen elegida se muestra en la Figura 3, donde además, se marca el límite entre lo urbano y lo rural.

El resultado de la ICUS obtenido se puede observar en la Figura 4. Se observa que, para las imágenes de verano (enero, febrero y marzo), se

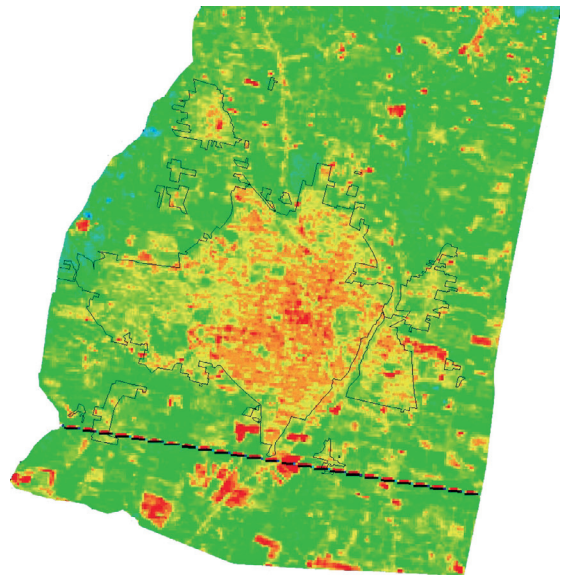


Figura 3. Zona de estudio para determinar la ICUS, las zonas consideradas como urbanas están rodeadas de una fina línea negra.

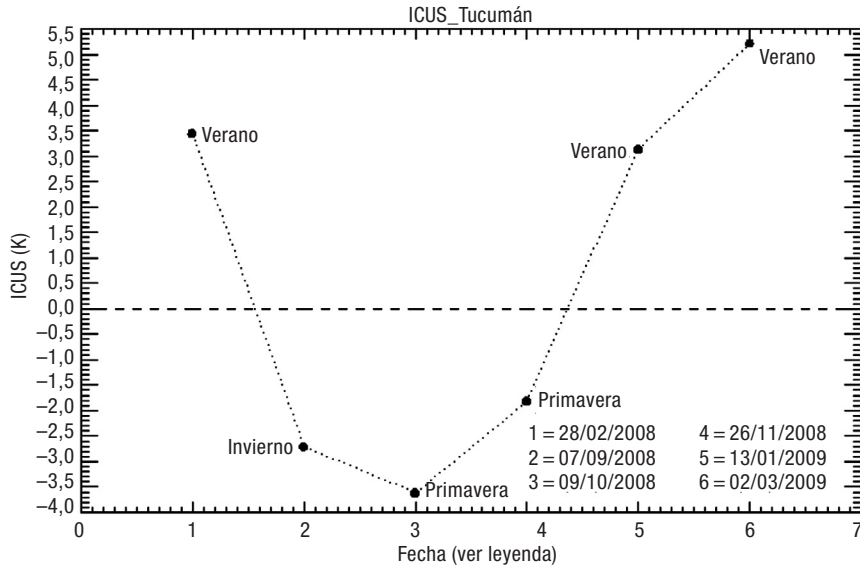


Figura 4. Intensidad del ICUS para los meses de febrero, septiembre, octubre y noviembre de 2008 y enero y marzo de 2009.

obtiene una isla de calor típica positiva, con un máximo de 5,2 K el 2 de marzo. Mientras que para invierno (septiembre y octubre) y primavera (noviembre), la ICUS calculada es fría o negativa, con un mínimo de -3,6 K el día 9 de octubre.

Son diversas las causas que originan este comportamiento de la ICUS. Una de ellas sería la variación de la elevación del sol en las distintas épocas del año. En la Tabla 1 se pueden consultar los distintos ángulos cenitales solares para cada imagen, todos calculados a las 14:00 UTC (hora de adquisición de las imágenes). Vemos que en invierno el ángulo solar cenital es mayor que en verano y, por tanto, en invierno tendremos más sombras debido a los edificios que en verano. Así, la exposición de las superficies urbanas a la radiación solar directa en invierno será menor que en verano, en consecuencia, el calentamiento del cañón urbano también será menor. No obstante, es-

ta no puede ser la única causa del comportamiento anual de la ICUS, ya que, según la Tabla 1, para la fecha de primavera del 26 de noviembre, las sombras serían menores que para las fechas de verano del 28 de febrero y del 2 de marzo. Por tanto, se esperaría mayor calentamiento de la ciudad en esa fecha de primavera. Sin embargo, no hay que olvidar que la SUHI se obtiene de una resta y lo que obtenemos en realidad en la figura 4 es que el entorno rural se presenta más frío que la ciudad en las fechas de verano ($SUHI > 0$) y al revés en la fecha primaveral ($SUHI < 0$). Por lo tanto, cabe pensar que el comportamiento de la Figura 4 es debido a cambios estacionales del entorno urbano.

En otros estudios como el realizado en la ciudad de Atenas (Stathopoulou *et al.*, 2009) y en experiencias de campo en otras ciudades, como por ejemplo Madrid (Sobrino *et al.*, 2009b, Sobrino *et al.*, 2009a), queda demostrado que el fe-

Fecha y hora	Estación del año	θ (°)
13 de enero (14:00 UTC)	Verano	23.5
28 de febrero (14:00 UTC)	Verano	38.4
2 de marzo (14:00 UTC)	Verano	38.9
7 de septiembre (14:00 UTC)	Invierno	47.3
9 de octubre (14:00 UTC)	Primavera	39.3
26 de noviembre (14:00 UTC)	Primavera	32.7

Tabla 1. Ángulo cenital solar para cada imagen analizada.

nómeno de la ICUS se observa mejor de noche, debido al enfriamiento más rápido que sufren las superficies rurales respecto a las urbanas. Mientras que de día se obtiene una ICUS fría, es decir, que la zona no construida presenta temperaturas mayores que las que sí lo están. La intensidad de la ICUS se ve pues fuertemente influenciado por las características de las zonas circundantes a la ciudad, que en el caso de Madrid son más áridas que en el caso de Tucumán. Los cultivos que rodean el GSMT son cítricos y caña de azúcar, así, la fenología del cultivo de caña de azúcar influirá fuertemente en el resultado de la ICUS. Durante los meses de septiembre, octubre y noviembre, con $ICUS < 0$, la porción de suelo desnudo en cada píxel de plantación de caña de azúcar, es mayor que en los meses de enero, febrero y marzo, donde la temperatura superficial urbana es mayor que la rural, con más presencia de vegetación.

Reconstrucción de la dinámica de la vegetación urbana

Para analizar la relación entre estructura y composición de la vegetación a lo largo del gradiente de urbanización San Miguel de Tucumán-Yerba Buena-SSJ y su relación con los valores de Temperatura de Superficie se ha trabajado en 19 plazas ubicadas a lo largo del gradiente, siendo estos sitios representativos del arbolado público.

Se han medido todos los árboles de más de 10 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) e identificado a nivel de especie. Se han utilizado parámetros estructurales medidos in situ como la cobertura vegetal, el área basal, y la densidad de vegetación. Además se han obtenido datos de superficie de cobertura vegetal y superficie de cemento, utilizando la aplicación *Google Earth Pro.*, además de variables complementarias co-

mo la distancia a la SSJ y la antigüedad de las plazas.

Los parámetros ambientales considerados para el estudio han sido el NDVI calculado a partir de imágenes Landsat TM y para la temperatura de superficie se han utilizado las imágenes de TST obtenidas en el subapartado anterior.

Para describir la estructura del arbolado urbano a lo largo del gradiente se han realizado análisis de correspondencia corregido (DCA) y análisis de componentes principales (PCA) para cuantificar gradientes a lo largo de las 19 plazas, basados en las variables estructurales y ambientales. Para relacionar las variables estructurales del arbolado urbano, las variables ambientales y las variables complementarias se han utilizado correlaciones de Pearson entre dichos parámetros y los scores de las plazas sobre los ejes del PCA.

Lo que muestra el análisis es que el arbolado urbano representado en las plazas posee una composición simplificada, fuertemente dominada por pocas especies, entre ellas *Citrus sp.*, *Tabebuia impetiginosa*, *Jacaranda mimosifolia* y *Fraxinus sp.*; con alta proporción de individuos para estas especies. Estos resultados sugieren que a escala local la urbanización tiende a homogeneizar la comunidad de plantas. Además, como consecuencia de la intervención antrópica en el ajardinamiento de las plazas, se observa en los resultados una proporción casi igual de especies exóticas y nativas.

Las plazas del centro de San Miguel de Tucumán, que en este estudio representa la zona más densamente urbanizada, se encuentran más alejadas de la Sierra de San Javier, son más antiguas, presentan mayor porcentaje de superficie construida y se registra mayor temperatura de superficie, en comparación con aquellas ubicadas en Yerba Buena (Tabla 2). Mientras que las plazas ubicadas en la localidad de Yerba Buena (zona menos densamente urbanizada del estudio) revelan mayor porcentaje de superficie ver-

	TST media (K)
Zona verde en Yerba Buena	304,5 ± 1,2
Zona verde en San Miguel de Tucumán	305,1 ± 1,7
Zona de baja urbanización (Yerba Buena)	308,2 ± 1,5
Zona densamente urbanizada (San Miguel)	311,4 ± 1,9

Tabla 2. Valores de TST para algunas zonas verdes y superficies urbanas calculadas a partir de la imagen Landsat TM del día 2 de marzo de 2009.

de, más cobertura vegetal y área basal (la mayoría) y valores más altos del índice de vegetación NDVI. Por lo tanto, existe una relación positiva entre la cobertura vegetal del arbolado urbano y el NDVI; y por otro lado, esa cobertura se relaciona negativamente con la temperatura de superficie por lo cual se confirma que al haber mayor vegetación existe mayor evapotranspiración y más sombra, lo que contribuye a disminuir el sobrecalentamiento de las estructuras urbanas.

CONCLUSIONES

El análisis de las imágenes de TST nos ha permitido estudiar el cambio térmico de las diferentes superficies que constituyen el GSMT a lo largo del año. Este cambio en los patrones de temperatura debido a la construcción, se ha cuantificado a partir de la ICUS. Los cambios en la intensidad de la ICUS serán debidos a la diferente estación del año y a la fenología de los cultivos que rodean la ciudad, como la caña de azúcar. Se ha obtenido un resultado de ICUS < 0 para finales de invierno y primavera (septiembre, octubre y noviembre) y un ICUS > 0 para los meses de verano (enero, febrero y marzo). Obteniendo una diferencia máxima entre los meses de octubre y marzo de unos 9 K.

De forma complementaria, el análisis de los patrones de vegetación asociados al proceso de expansión urbana a lo largo del gradiente urbano-rural bajo estudio, muestra el papel central que juega la estructura de la vegetación a la hora de mitigar los efectos de la ICUS.

La información obtenida puede servir para alimentar modelos dinámicos espacialmente explícitos que permitirán generar escenarios futuros realistas con los cuales enfrentar el crecimiento urbano durante el próximo siglo y estudiar el cambio climático local y la ecología urbana.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto ha sido financiado por la Agencia Española de Cooperación Internacional para el desarrollo (AECID), bajo el proyecto A/018766/08-Efectos de la dinámica urbana sobre la estructura de la vegetación y la temperatura de superficie del Gran San Miguel de Tucumán.

Este trabajo se llevó a cabo mientras R. Oltra-Carrió disfrutaba de una beca predoctoral *V Segles* de la Universitat de València.

REFERENCIAS

- BREIMAN, L. 2001. Random Forest. *Machine Learning*, 45: 5- 32.
- JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C., CRISTÓBAL, J., SOBRIÑO, J. A., SÒRIA, G., NINYEROLA, M. & PONS, X. 2009. Revision of the Single-Channel Algorithm for Land Surface Temperature Retrieval From Landsat Thermal-Infrared Data. *IEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, 4 (1): 339-349.
- SOBRINO, J. A., JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C., SÒRIA, G., ROMAGUERA, M., GUANTER, L., MORENO, J., PLAZA, A. & MARTÍNEZ, P. 2008. Land surface emissivity retrieval from different VNIR and TIR sensors. *IEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, 8(2): 316-327.
- SOBRINO, J. A., BIANCHI, R., PAGANINI, M., SÒRIA, G., JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C., OLTRA-CARRIÓ, R., MATTAR, C., ROMAGUERA, M., FRANCH, B., HIDALGO, V., CUENCA, J., JULIEN, Y., ATITAR, M., FERNÁNDEZ-RENAU, A., GÓMEZ, J. A., DE MIGUEL, E., GUTIÉRREZ DE LA CÁMARA, O., JIMÉNEZ, M., PRADO, E., RODRÍGUEZ-CANTANO, R., RUIZ, I., NERRY, F., NAJJAR, G., KASTENDEUCH, P. P., PUJADAS, M., MOLERO, F., MORENO, J., ALONSO, L., FERNÁNDEZ, F., GALÁN, E., CAÑADA, R., ROMERO, J. M., CALPE-MARAVILLA, J., CAMPS-VALLS, G., BOSCH-MAGRANER, M., PUENTE-ROBLES, R., CORDERO-SALVADOR, J., TORRES-CARRERO, J., DUQUE-CUESTA, M. A., MOYA, F., LABAJÓ, A., LABAJÓ, S., HIDALGO-RODRÍGUEZ, J., ACERO, J. A., HERNÁNDEZ-MARTÍN, E., MARTILLI, A., SALAMANCA, F., GIMENO-PRESA, L. & PIGEON, G. 2009a. Dual-use European Security IR Experiment 2008 (DESIREX 2008) Final Report. Frascati (Italy), European Space Agency.
- SOBRINO, J. A., SÒRIA, G., OLTRA-CARRIÓ, R., JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C., ROMAGUERA, M., CUENCA, J., HIDALGO, V., FRANCH, B., MATTAR, C., JULIEN, Y., BIANCHI, R., PAGANINI, M., MORENO, J. F., ALONSO, L., FERNÁNDEZ-RENAU, A., GÓMEZ, J. A., DE MIGUEL, E., GUTIÉRREZ, O., JIMÉNEZ, M., PRADO, E., RODRÍGUEZ-CANTANO, R., RUIZ, I., NERRY, F., NAJJAR, G., KASTENDEUCH, P. P., PUJADAS, M., MOLERO, F., MARTILLI, A., SALAMANCA, F., FERNÁNDEZ, F., GALÁN, E., CAÑADA, R., HERNÁNDEZ, E., HIDALGO, J., ACERO, J. A., ROMERO, J. M., MOYA, F. & GIMENO, L. 2009b. DESIREX 2008: estudio de la isla de calor en la

Ciudad de Madrid. *Revista de Teledetección*, 31: 80-92.

STATHOPOULOU, M., SYNNEFA, A., CARALIS, C., SANAMOURIS, M., KARLESS, T. & AKBARI, H. 2009. A surface heat island study of Athens

using high-resolution satellite imagery and measurements of the optical and thermal properties of commonly used building and paving materials. *International Journal of Sustainable Energy*, 28: 59-76.

Clasificación de cultivos en la zona media de Navarra mediante imágenes radar polarimétricas

Crop classification in central Navarre using polarimetric radar data

A. Larrañaga¹, L. Albizua¹ y J. Álvarez-Mozos²
alarranaga@tracasa.es

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

² Universidad Pública de Navarra. Departamento de Proyectos e Ingeniería Rural. Los Tejos. Arrosadía, s/n. 31006 Pamplona. Navarra

Recibido el 8 de marzo de 2010, aceptado el 6 de octubre de 2010

RESUMEN

Navarra lleva años empleando la técnica de clasificación supervisada de imágenes multiespectrales de satélite para la realización de la estadística agraria. La cubierta nubosa, muy habitual en esta zona, limita e incluso imposibilita el uso de imágenes ópticas para este fin. Los sensores radar representan una alternativa interesante, dado que a las longitudes de onda que trabajan, la cobertura nubosa es transparente, por lo que la nubosidad no supone ningún tipo de limitación para su empleo. Por otro lado, los sensores radar de nueva generación (por ejemplo ALOS/PALSAR o RADARSAT-2), incorporan mejoras importantes respecto a sus predecesores (ERS-1/-2 o RADARSAT-1). En lo que respecta a la clasificación de cultivos, los sensores radar que adquieren imágenes en múltiples polarizaciones resultan especialmente interesantes.

El principal objetivo de este trabajo es evaluar la viabilidad del empleo de observaciones de teledetección radar de polarización múltiple en la clasificación de cultivos de la zona media de Navarra. Para ello, se han utilizado dos imágenes ALOS/PALSAR. Una vez realizado un detallado análisis polarimétrico, se han obtenido las firmas o firmas de los distintos cultivos de secano y de regadío por separado y se ha realizado una clasificación supervisada. La clasificación obtenida se ha comparado con la verdad campo resultando en un índice Kap-

ABSTRACT

Supervised classifications using optical remote sensing data have been used in the region of Navarre (Spain) for many years to obtain data for the elaboration of the annual crops statistics. However, cloud cover very frequent in this area limits and even prevents the use of optical data for this scope. Radar remote sensing represents an interesting alternative, since at its wavelengths, the cloud cover is transparent; not implying any limitation. Furthermore, the new generation of radar sensors (ALOS/PALSAR and RADARSAT-2 for example), incorporate significant improvements over their predecessors (or ERS-1/-2 RADARSAT-1). Finally, for crop classification, radar sensors that acquire images in multiple polarizations are particularly interesting.

The main objective of this study was to evaluate the feasibility of polarimetric radar observations for crop classifications in central Navarre. For this, two ALOS/PALSAR observations have been used. A detailed polarimetric analysis, polarimetric signatures of different crops under dryland and irrigation conditions were the previous step to the supervised classification performed. The result crop classification was compared with reference ground data, obtaining an overall Kappa and accuracy of 0.52 and 85% respectively.

pa y fiabilidad global de 0,52 y 85% respectivamente.

PALABRAS CLAVE: teledetección radar, polarimetría, clasificación supervisada, clasificación por parcela, retrodispersión.

KEY WORDS: radar remote sensing, polarimetry, supervised classification, parcel-based classification, backscatter.

AANTECEDENTES

Los sensores radar emiten un pulso de radiación hacia la superficie terrestre y reciben el pulso de retorno (o retrodispersión). La señal de retorno que capta el sensor depende de las características de las cubiertas observadas y de la configuración del propio sensor. Los parámetros principales de la configuración de un sensor son la frecuencia o banda en que trabaja, el ángulo de incidencia que forma el haz de radiación emitido con la vertical y la polarización de la radiación emitida y recibida por el sensor (Ulaby y Elachi, 1990). La polarización hace referencia a la orientación del campo eléctrico de la radiación electromagnética, que básicamente puede ser vertical (V) u horizontal (H). Por lo tanto, el canal de un sensor que emite y recibe en la polarización H se denomina HH, mientras que uno que emite en V y recibe en H se denomina VH.

Los primeros sensores radar que se pusieron en órbita (ERS-1/-2, RADARSAT-1 y JERS) fueron (salvo alguna excepción) sensores de configuración simple. Éstos, trabajaban en una única banda (frecuentemente la banda C, con una frecuencia cercana a los 5 GHz) y con una única polarización (generalmente directa, HH o VV). En consecuencia, estos sensores proporcionan un único canal por cada imagen adquirida, lo que ha supuesto una limitación de cara a su uso para la clasificación de cubiertas (Lee *et al.*, 2001).

Los sensores radar de nueva generación (por ejemplo ALOS/PALSAR o RADARSAT-2) incorporan mejoras importantes. Entre otras, resulta especialmente interesante la capacidad de los sensores de adquirir información en múltiples polarizaciones. La adquisición simultánea de imágenes en varias polarizaciones resulta útil para interpretar y clasificar el terreno dado que se añaden canales con información adicional interesante que permiten caracterizar las propiedades físicas de la superficie observada de for-

ma mucho más completa. Esto ha hecho que en los últimos años se estén empleando este tipo de observaciones en diferentes aplicaciones como en agricultura, silvicultura, hidrología etc. (Ouarzeddine *et al.*, 2007).

Como ya se ha comentado, la retrodispersión es función de la configuración del sensor, pero también de características de las cubiertas como su geometría y comportamiento dieléctrico. Por consiguiente, son observaciones que ofrecen una información distinta y complementaria a la obtenida por los sensores ópticos.

Los radares polarimétricos recogen la completa caracterización de la dispersión en todas las configuraciones de polarización (HH, VV, HV y VH). En cada polarización el sensor recibe la amplitud y fase del pulso de radiación proveniente del terreno, traduciéndose en un total de ocho canales distintos. Con esta información de partida es posible calcular parámetros interesantes como los ratios entre diferentes canales, su grado de correlación (o coherencia) o las diferencias entre las fases. También es posible emplear algoritmos de descomposición, que permiten descomponer las observaciones en parámetros que ofrecen una interpretación física de la interacción ocurrida (por ejemplo dispersión superficial, dispersión de volumen o doble rebote) (Freeman y Durden, 1992; Lee *et al.*, 1999; Ouarzeddine *et al.*, 2007). Las descomposiciones se pueden utilizar para interpretar la naturaleza de las cubiertas e incluso realizar clasificaciones no supervisadas (Alberga, 2007; Rodrigues *et al.*, 2003). Aunque en esta línea se hayan producido avances significativos, se ha visto que lo mejor es hacer un uso combinado de los algoritmos de descomposición y de herramientas estadísticas para realizar clasificaciones de terreno de forma más fiable (Cloude y Pottier, 1997; Ouarzeddine *et al.*, 2007).

El principal objetivo de este trabajo es evaluar la viabilidad del empleo de observaciones de teledetección radar de polarización múltiple



Figura 1. La zona sombreada indica el área de estudio. Este área está definida por la zona común de las dos imágenes ALOS PALSAR utilizadas.

en la clasificación de cultivos de la zona media de Navarra.

INFORMACIÓN DE PARTIDA

El estudio se ha llevado a cabo en la zona media de la Comunidad Foral de Navarra (España) (Fig. 1). Las zonas agrícolas de interés de este área están ocupadas por cultivos herbáceos de secano y de regadío, siendo mayoritarios los primeros (Fig. 2a, Tabla 1).

Se ha trabajado con dos imágenes radar de primavera del año 2007 (Fig. 2b), captadas por el satélite de observación japonés ALOS. Dicho satélite, lanzado en 2006 por la Agencia Espacial Japonesa (JAXA), está compuesto de 3 sistemas independientes (PRISM: Panchromatic Remote-sensing Instrument for Stereo Mapping, AV-NIR-2: Advanced Visible and Near Infrared Ra-

	Superficie (ha)
Secano	53.989
Regadío	3.147
Total	57.135

Tabla 1. Superficie de las parcelas agrícolas clasificadas.

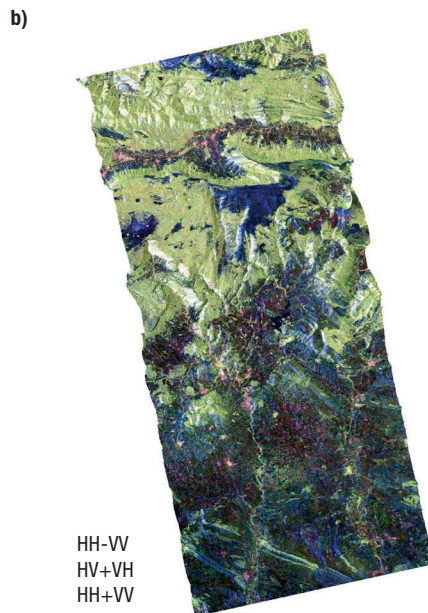
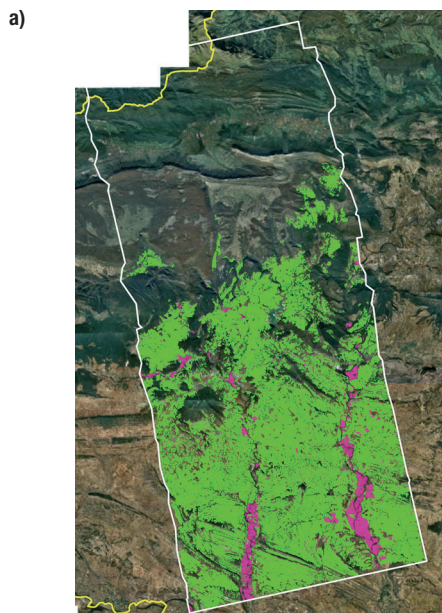


Figura 2. a) Parcelas agrícolas del SIGPAC de secano (en verde) y de regadío (de rosa) que se han clasificado. b) Imagen de ALOS de mayo en representación de Pauli.

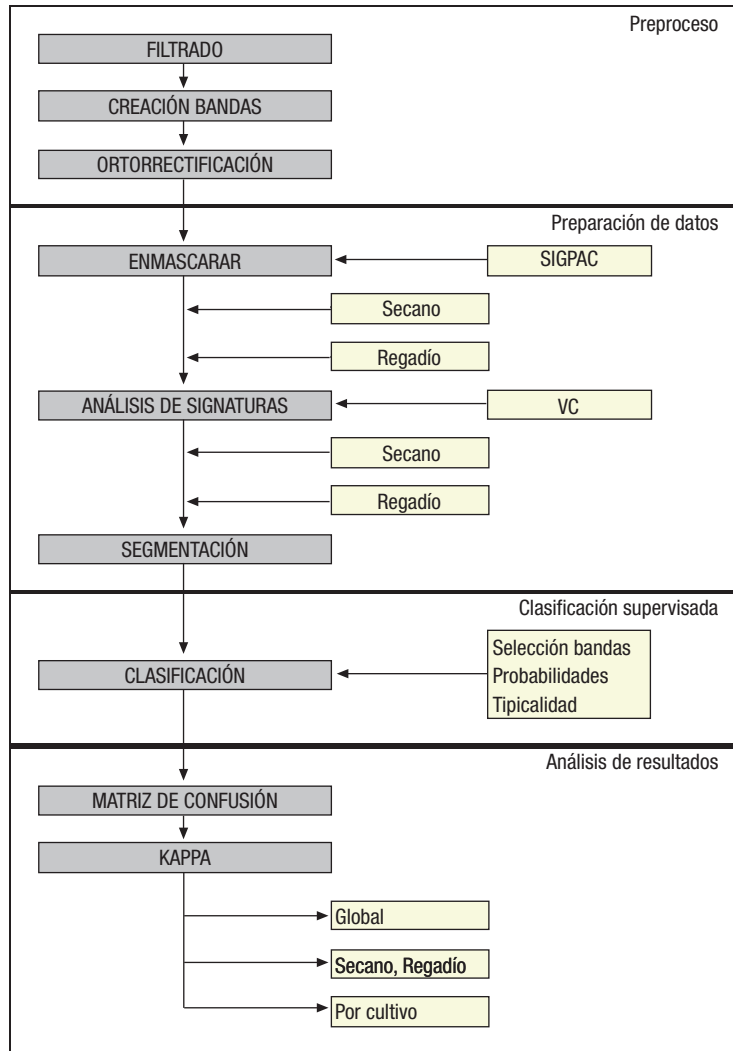


Figura 4. Flujo de trabajo.

tana de 3×3 . Las bandas creadas (σ°_{HH} , σ°_{HV} , σ°_{VV} , Span $\sigma^{\circ}_{HV}/\sigma^{\circ}_{VV}$, $\sigma^{\circ}_{RR}/\sigma^{\circ}_{RL}$, $|\rho_{HHVV}|$, ϕ_{HHVV} , H, α y A) pueden tener una interpretación física útil y han sido seleccionadas debido a que en estudios previos (Quegan *et al.*, 2003; Skriver *et*

al., 2005) han proporcionado resultados satisfactorios.

El coeficiente de retrodispersión (σ°) para cada polarización (HH, VH y VV), representa el ratio entre la potencia total recibida y la emitida ini-

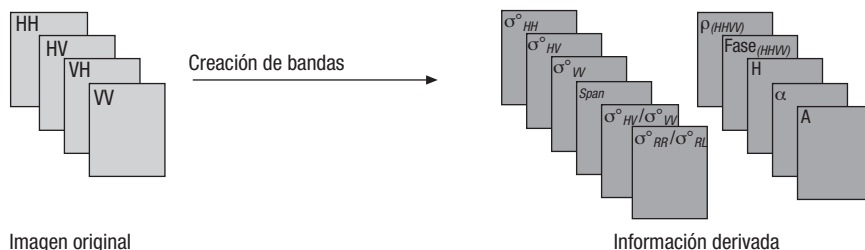


Figura 5. Representación de la fase de preproceso.

cialmente. Este coeficiente puede tomar valores diferentes en cada canal de polarización y esas diferencias se pueden interpretar en función de los 3 principales mecanismos de dispersión: (1) simple o especular, (2) doble o de rebote y (3) de volumen, que se relacionan con las características de las distintas cubiertas del terreno (agua, suelo urbano, forestal e incluso distintos cultivos, etc.). De esta forma y en términos generales se dice que σ°_{HV} es mayor para zonas forestales y urbanas debido a la dispersión por volumen, así como $\sigma^{\circ}_{HH} < \sigma^{\circ}_{VV}$ para dispersores orientados verticalmente (árboles, tallos, etc.) y viceversa para dispersores orientados horizontalmente. Sin embargo, el fenómeno de la extinción diferencial provoca que cultivos con elementos orientados verticalmente, además de poder tener mayor σ°_{VV} , también produzcan una mayor extinción (en dB/m) de la onda polarizada verticalmente a su paso por el medio. Dependiendo del tipo de escena, esto puede causar que la retrodispersión del canal HH (teniendo en cuenta el suelo y la interacción con la planta) sea mayor que la del VV, debido a la mayor atenuación de la onda polarizada verticalmente. Además de esto, tal y como se ha mencionado en el apartado de antecedentes y tal y como demuestran otros estudios (Quegan *et al.*, 2003; Skriver *et al.*, 1999), la señal de retorno del radar depende del ángulo de incidencia local que es función de la geometría de la adquisición y del relieve. Por lo tanto, se ha calculado el ángulo de incidencia local para cada píxel (a partir de los metadatos de la imagen y de un MDT de la zona) y con este ángulo se ha obtenido el coeficiente de retrodispersión (σ°) de cada canal de polarización.

El ratio de polarización cruzada tanto lineal como circular ($\sigma^{\circ}_{HV}/\sigma^{\circ}_{VV}$ y $\sigma^{\circ}_{RR}/\sigma^{\circ}_{RL}$) se utiliza para distinguir vegetación y suelo desnudo, así como distintos tipos de cultivos (Quegan *et al.*, 2003; Skriver *et al.*, 2005). La potencia total (Span) representa la suma de la potencia recibida por los cuatro canales y se suele utilizar en procesos de clasificación de la imagen ya que da una buena representación de la distribución espacial (contornos, zonas homogéneas, etc.) relacionados con el uso del terreno (Touzi *et al.*, 1992).

El módulo del coeficiente de correlación de polarización directa ($|\rho_{HHVV}|$), tal y como indica su nombre, representa la correlación entre los dos canales de polarización directa. Este parámetro se suele emplear para detectar depolari-

zación, cuando la dispersión de superficie es predominante su valor se acerca a 1 mientras que en cubiertas donde la dispersión de volumen predomina su valor es cercano a 0.

La diferencia de fase entre los dos canales copolarizados (ϕ_{HHVV}), representa el número de reflexiones o rebotes que sufre la onda, un valor de 0° corresponde a una única reflexión (o un número impar) y representa la dispersión superficial, mientras que un valor de 180° corresponde a rebotes dobles (o pares) que ocurren con reflectores de esquina. En los casos de superficies con vegetación donde predomina la dispersión por volumen, el valor de la diferencia de fase copolarizada puede oscilar entre los -180° y 180° dependiendo del tipo de vegetación y de la configuración del sensor.

Los tres últimos parámetros que quedan por mencionar, (entropía, alfa y anisotropía) reúnen la información polarimétrica y la descomponen en términos de los mecanismos de retrodispersión que se producen en las cubiertas, lo que está directamente relacionado con su naturaleza (Cloude and Pottier, 1996). La entropía (H) representa el grado de aleatoriedad o desorden estadístico de la dispersión. Varía entre 0, reflexiones de primer orden, y 1, mezcla aleatoria de mecanismos de reflexión. El ángulo alfa proporciona un valor relativo al mecanismo de retrodispersión dominante, oscila entre 0° , dispersión superficial y 90° , reflexión de esquina, con valores intermedios 45° ilustrando la dispersión de volumen. Por último, la anisotropía (A) cuantifica la proporción entre los dos mecanismos de dispersión no dominantes. Su valor varía entre 0 y 1 y da idea de la homogeneidad de la cubierta; valores bajos corresponden a cubiertas homogéneas y viceversa.

Las dos imágenes se han ortorrectificado en el sistema de referencia WGS84, UTM Huso 30, remuestreando las imágenes por medio del algoritmo de convolución cúbica a tamaño de píxel de 10 m. El modelo digital de terreno (MDT) utilizado ha sido de 5 m de resolución.

Preparación de datos

En una segunda fase, se han eliminado los estratos del SIGPAC que no interesan en este estudio, manteniendo solamente la tierra arable o

	σ_{HH}°	σ_{HV}°	σ_{VV}°	Span	$\sigma_{HV}^{\circ}/\sigma_{VV}^{\circ}$	$\sigma_{RR}^{\circ}/\sigma_{RL}^{\circ}$	$\rho_{(HHVV)}$	$\theta_{(HH-VV)}$	α	H	A
σ_{HH}°	—	0,39	0,90	0,97	-0,10	-0,09	0,12	0,00	-0,12	-0,20	0,06
σ_{HV}°		—	0,39	0,50	0,54	0,48	-0,36	0,00	0,44	0,42	-0,23
σ_{VV}°			—	0,96	-0,15	-0,13	0,16	0,00	-0,17	-0,22	0,02
Span				—	-0,05	-0,04	0,08	0,00	-0,08	-0,15	0,01
$\sigma_{HV}^{\circ}/\sigma_{VV}^{\circ}$					—	0,85	-0,75	0,00	0,88	0,86	-0,37
$\sigma_{RR}^{\circ}/\sigma_{RL}^{\circ}$						—	-0,91	0,00	0,95	0,90	-0,20
$\rho_{(HHVV)}$							—	0,00	-0,94	-0,90	0,05
$\theta_{(HH-VV)}$								—	0,00	0,00	0,00
α									—	0,95	-0,16
H										—	-0,24
A											—

Tabla 3. Matriz de correlación de la bandas estudiadas. En negrita se indican las bandas más correlacionadas.

parcelas agrícolas que incluyen los cultivos herbáceos de secano y de regadío (Fig. 2).

Con el fin de seleccionar las bandas más significativas, se han calculado las matrices de correlación (Tabla 3), se han analizado las firmas de la verdad campo de secano y regadío de cada imagen (Fig. 6) y finalmente se ha estudiado la separabilidad entre las bandas generadas (Fig. 7). Los valores de los parámetros estudiados en los gráficos de firmas (Fig. 6), están reescalados entre 0 y 100. Los valores mínimo y máximo utilizados para reescalar cada una de las variables estudiadas son los siguientes: de -180° a 180° para la diferencia de fase, de 0° a 90° para el ángulo alfa, de 0 a 0,5 los coeficientes de retrodispersión de polarización directa (HH y VV), de 0 a 0,1 el coeficiente de retrodispersión de polarización cruzada (HV) y de 0 a 1 el resto de variables estudiadas. Los resultados de estos tres análisis se han utilizado para seleccionar las bandas más interesantes para clasificar los cultivos.

La matriz de correlación (Tabla 3), muestra que la potencia total (Span) presenta una alta correlación con los coeficientes σ° de polarización directa. Tanto la entropía como el ángulo alfa muestran una gran correlación con los ratios de polarización cruzada lineal y circular ($\sigma_{HV}^{\circ}/\sigma_{VV}^{\circ}$ y $\sigma_{RR}^{\circ}/\sigma_{RL}^{\circ}$). También presentan una alta correlación entre sí la entropía y el ángulo alfa así como los ratios de polarización cruzada lineal y circular. El coeficiente de correlación de polarización directa ($|\rho_{HHVV}|$), también muestra una alta correlación, aunque negativa, con los ratios de polarización cruzada lineal y circular, la entropía y el ángulo alfa. La diferencia de fase (ϕ_{HHVV}) no está correlacionada con ninguna de las bandas, proba-

blemente debido al amplio rango de valores de ϕ_{HHVV} que pueden tomar las cubiertas vegetales. Por último, mencionar que la anisotropía tampoco muestra una buena correlación con ninguno de los parámetros estudiados.

Estudios anteriores realizados en Navarra (Lerános y Albizua, 2001) demostraron que al estratificar el territorio, se reducía la variabilidad del carácter estudiado, mejorando así las estimaciones obtenidas. En este trabajo, se ha seguido la estratificación propuesta en dicho estudio con lo que los cultivos de secano y de regadío se separan en distintos estratos.

Los cultivos de trigo, cebada y avena, tanto de secano como de regadío, muestran un comportamiento muy similar (Fig. 6), de modo que se han unido estas tres clases en una única clase (denominada CEREAL). En cuanto a los cultivos de regadío, destacan el girasol y el guisante ya que presentan una firma bastante diferente al del resto de los cultivos. En el caso de estos dos cultivos es muy probable que el suelo se encuentre aún desnudo en las fechas de adquisición de imágenes, por lo que el valor del coeficiente de correlación es alto y los ratios de polarización cruzada son bajos. De marzo a mayo, tanto en los cultivos de secano como en los de regadío se aprecia, en general, un ligero ascenso de los valores de los ratios de polarización cruzada así como un descenso de los valores del coeficiente de correlación debido a que al estar el cultivo más desarrollado, la dispersión por volumen aumenta.

La separabilidad entre cultivos, se ha calculado para cada banda a partir de los datos de firmas generados.

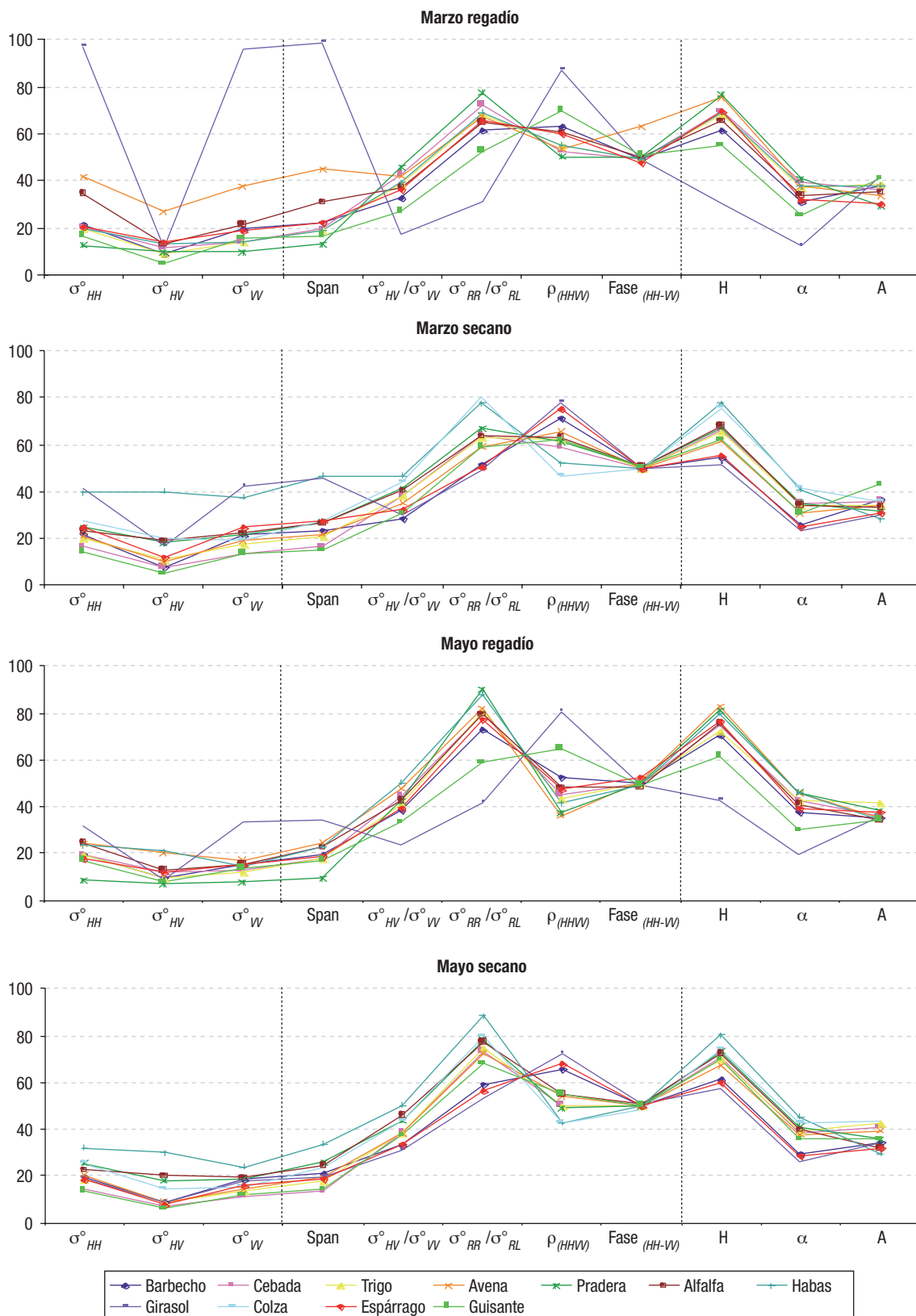


Figura 6. Análisis de firmas, los valores de los distintos parámetros están normalizados.

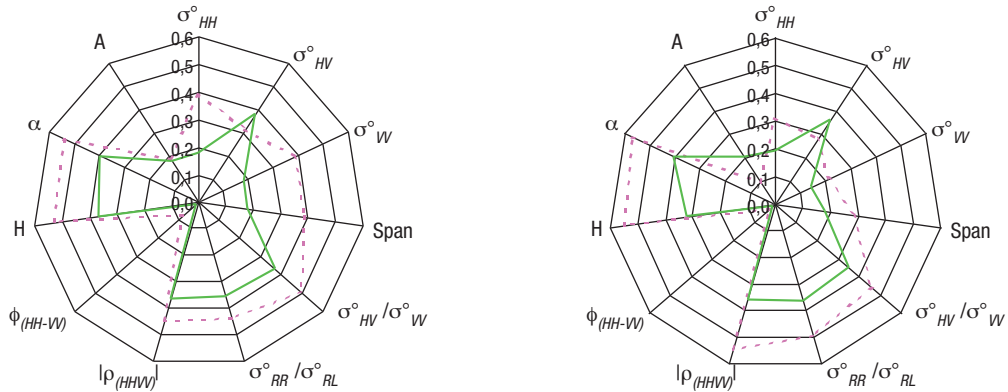


Figura 7. Separabilidad de las bandas de las imágenes de marzo (izquierda) y mayo (derecha). Las líneas continuas representan los cultivos de secano mientras que las discontinuas los de regadío.

$$Separabilidad = \frac{\chi_{cultivo1} - \chi_{cultivo2}}{\sigma_{cultivo1} - \sigma_{cultivo2}}$$

donde, χ representa el valor medio para cada clase de un determinado parámetro y σ su desviación típica (Lee *et al.*, 2001). En las siguientes figuras, se representa la separabilidad media de cada banda para los cultivos de secano y regadío, y para cada imagen.

En general (excepto para valores de sigma de polarizaciones cruzadas), los cultivos de regadío presentan mayor separabilidad que los de secano (Fig. 7). Las bandas que mayor separabilidad presentan, tanto en secano como en regadío son: H, α , $|\rho_{HHVV}|$, $\sigma^{\circ}_{HV}/\sigma^{\circ}_{VV}$ y $\sigma^{\circ}_{RR}/\sigma^{\circ}_{RL}$.

Una vez analizadas las signaturas, las matrices de correlación y la separabilidad, se ha decidido seleccionar las siguientes bandas para clasificar los cultivos: σ°_{HH} , σ°_{HV} , α , $|\rho_{HHVV}|$, $\sigma^{\circ}_{HV}/\sigma^{\circ}_{VV}$ y $\sigma^{\circ}_{RR}/\sigma^{\circ}_{RL}$.

Varios autores (Alberga, 2007; Quegan *et al.*, 2003; Dong *et al.*, 2001) han observado que la clasificación por parcela da mejores resultados que la clasificación por píxel. En este trabajo, se ha realizado una segmentación utilizando como objetos las parcelas agrícolas obtenidas del SIG-PAC correspondiente a la zona de estudio. Posteriormente, a cada una de las parcelas se les ha asignado el valor medio de sus píxeles en cada una de las bandas.

Clasificación supervisada

Rodriguez *et al.* (2003) ya demostraron que las clasificaciones supervisadas daban mejores resultados que las no supervisadas. Por lo tanto

en este trabajo se ha empleado el algoritmo de clasificación supervisada de máxima verosimilitud. Este clasificador permite asignar cada objeto (en este caso parcela) a una determinada clase según una función de probabilidad.

Previamente al proceso de clasificación se han asignado probabilidades a priori (o peso) a cada uno de los cultivos a clasificar. Estas probabilidades se han obtenido a partir de los datos de Coyuntura Agraria 2007. Esta asignación ayuda a discriminar mejor entre aquellos cultivos con respuesta similar ya que desplaza a un lado u otro las distribuciones de probabilidad en función del valor de probabilidad «a priori» asignado.

El resultado de la clasificación ha consistido en la asignación de cada parcela a una determinada clase asociándose además el valor de tipicidad con que ha sido asignada. Este valor permite conocer el grado de fiabilidad de pertenencia a esa clase. Así, tipicidades altas indican probabilidad de pertenencia a esa clase elevada y viceversa.

Análisis de resultados

Se calcula la matriz de confusión, el índice Kappa global y de cada cultivo (Tablas 4 y 5).

La colza, no se cultiva en los campos de regadío, por eso aparece en gris en la Tabla 4. La alfalfa tanto de secano como de regadío no se ha clasificado correctamente. Esto puede deberse a que se disponía de poca muestra de este cultivo y además la alfalfa, suele recibir varios cortes a lo largo de su ciclo productivo. En esta zona de estudio en concreto, la alfalfa que se

	Sec. + Reg.	Secano	Regadío
Fiabilidad global	0,85	0,87	0,61
Kappa global	0,52	0,54	0,34
Kappa por cultivo			
Barbecho	0,53	0,55	0,16
Cereales	0,52	0,52	0,33
Pradera	—	—	—
Alfalfa	0,09	0,08	0,26
Habas	0,91	0,91	0,74
Girasol	0,68	0,51	0,81
Colza	0,29	0,29	
Espárrago	0,18	0,78	0,02
Guisante	0,88	0,57	1,00

Tabla 4. Resultados obtenidos, globales y por cultivo.

siembra en septiembre suele recibir cuatro o cinco cortes mientras que la alfalfa que se siembra en primavera, recibe tres o cuatro cortes durante el verano. Esto hace que sea un cultivo muy heterogéneo por lo que la firma obtenida para la alfalfa es poco precisa y, en consecuencia, no se clasifica adecuadamente. La pradera, otra clase que presenta bastante heterogeneidad, tampoco se ha clasificado bien y se confunde principalmente con los cereales, > 70% de las praderas se han clasificado como cereales (Tablas 4 y 5).

Los cultivos mayoritarios de la zona y por lo tanto los que mayor probabilidad a priori tienen son los cereales y se han clasificado adecuadamente, más del 90% se han clasificado en la clase que les correspondía. Los cultivos minoritarios, la colza, el espárrago y los guisantes, que

quedan peor clasificados, se confunden con cultivos mayoritarios como los cereales y el barbecho (Tabla 5).

En términos generales, los cultivos de secano se han clasificado mejor que los de regadío (Tabla 4). Esto puede deberse a que (1) la muestra de cultivos de regadío era menor que la de secano, (2) el tamaño medio de las parcelas de regadío también era inferior a las de secano y (3) se sabe, gracias a las visitas a campo realizadas en fechas próximas a las adquisiciones de las imágenes, que en algunas de las parcelas acababan de instalar recientemente la infraestructura para el riego, aunque mantenían un sistema de producción de secano.

La fecha en la que se adquieren las imágenes es vital en el resultado de la clasificación debi-

	Verdad campo								
	BA	Cereal	PR	AF	HA	GI	CO	ES	GU
<i>Clasificado</i>									
BA	59,78	4,13	11,63	11,48	0,11	10,83	0,00	24,39	29,51
Cereal	37,58	94,82	70,93	61,45	17,91	0,00	47,60	53,52	55,06
PR	0,17	0,15	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00
AF	1,19	0,20	1,29	12,56	9,47	0,00	0,00	0,00	0,00
HA	0,32	0,14	0,25	0,00	54,46	0,00	0,00	0,00	0,00
GI	0,23	0,03	0,00	0,00	3,62	89,17	0,00	0,00	0,00
CO	0,46	0,15	8,17	0,00	12,28	0,00	52,40	0,00	0,00
ES	0,27	0,34	7,73	14,51	0,00	0,00	0,00	22,08	0,00
GU	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	15,43
Total	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Tabla 5. Matriz de confusión de la clasificación total (secano y regadío) en tanto por cien.

do al distinto estado de desarrollo vegetativo del cultivo. Para este trabajo se han utilizado las imágenes ALOS disponibles. Lamentablemente, no había ninguna imagen de verano por lo que se han utilizado solo imágenes de primavera.

Los cultivos de verano, no se deberían de haber incluido en la clasificación debido a que las fechas de adquisición de estas imágenes no son adecuadas para tal fin. No se disponía de ninguna otra imagen adquirida en fechas más adecuadas para clasificar los cultivos de verano.

En el caso del girasol, es importante mencionar que en Navarra, el grueso de las siembras se realiza a finales del mes de abril y a principios de mayo (fuente: ITG Agrícola). Por lo tanto, hay que interpretar con cuidado los resultados obtenidos para esta clase, dado que en marzo y mayo se habrá observado el suelo desnudo y no el cultivo en sí. En definitiva, es importante conocer el ciclo productivo de todos estos cultivos para interpretar los resultados adecuadamente.

Aún conociendo todas las limitaciones que se acaban de mencionar, el resultado final obtenido ha sido bueno. El índice Kappa global de 0,52, corresponde a una calidad buena (Kappa > 0,4) según la categorización propuesta por Landis y Koch (1977) y la fiabilidad global indica que un 85% de las parcelas se han clasificado correctamente.

CONCLUSIONES

Las principales conclusiones de este trabajo son:

- La clasificación se ha llevado a cabo utilizando clasificadores convencionales y los resultados obtenidos han sido satisfactorios (Kappa global, 0,52) y similares a los obtenidos en otros estudios que utilizan el mismo tipo de clasificador (Rodrigues *et al.*, 2003).
- Es interesante realizar un análisis previo de todas las bandas generadas y seleccionar las más importantes, ya que se pueden obtener resultados similares con menor coste computacional.
- El trigo, avena y cebada se confunden mucho debido a que la época en la que se han captado las imágenes, el desarrollo vegetativo de estos cultivos es muy parecido. Es por eso que estos tres cultivos se han

unido en una única clase. Este hecho suele ser también habitual en clasificaciones basadas en imágenes ópticas y se suele actuar de forma similar.

- Es importante conocer el calendario o ciclo productivo de los cultivos a clasificar y, a ser posible, seleccionar las imágenes en función del mismo.

Las futuras líneas de trabajo son:

- Incorporar al análisis imágenes de fechas más adecuadas para clasificar los cultivos de verano.
- Estudiar clasificadores más específicos de clasificación a nivel de objeto y para imágenes multitemporales (función discriminante y random forests).
- Analizar distintos tipos de imágenes radar (distintas bandas, ángulos de incidencia y fechas) y ver cuales son los más adecuados para este tipo de clasificación.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación por el Ministerio de Ciencia e Innovación del Subprograma Torres Quevedo, al Fondo Social Europeo y al Proyecto CGL2007-63453/HID del Plan Nacional de I+D+i.

REFERENCIAS

- ALBERGA, A. 2007. A study of land cover classification using polarimetric SAR parameters. *International Journal of Remote Sensing*, 28(17): 3851-3870.
- CLOUDE, S. R., & POTTIER, E. 1996. A review of target decomposition theorems in radar polarimetry. *IEEE Transactions Geoscience and Remote Sensing*, 34(2): 498-518.
- CLOUDE, S. R., & POTTIER, E. 1997. An entropy based classification scheme for land applications of polarimetric SARs. *IEEE Transactions Geoscience and Remote Sensing*, 35(2): 68-78.
- DONG, Y., MILNE, A. K., & FORSTER, B. C. 2001. Segmentation and classification of vegetated areas using polarimetric SAR image data. *IEEE Trans. Geoscience and Remote Sensing*, 39(2): 321-329.
- FREEMAN, A., & DURDEN, S. L. 1992. A three component scattering model to describe polarimetric SAR data. *Proc. SPIE, Radar Polarimetry*, 1748: 213-225.

- LANDIS, J. R., & KOCH, G. G. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33: 159-174.
- LEE, J. S., GRUNES, M. R., AINSWORTH, T. L., LIJEN, D. U., SCHULER, D. L., & CLOUDE, S. R. 1999. Unsupervised classification using polarimetric decomposition and the complex Wishart classifier. *IEEE Transactions Geoscience and Remote Sensing*, 37/1(5): 2249-2258.
- LEE, K. Y., LIEW, S. C., & KWOH, L. K. 2001. Land cover classification using NASA/JPL polarimetric SAR data. *International Paper presented at the 22nd Asian Conference on Remote Sensing*.
- LERÁNOZ, A., & ALBIZUA, L. 2001. Mejoras en la estratificación para la estimación de superficies cultivadas en Navarra. *Teledetección, Medio Ambiente y Cambio Global*, pp. 91-94.
- OUARZEDDINE, M., SOUISSI, B., & BELHADJ-AISSA, A. 2007. Unsupervised classification using Wishart classifier. *Proc. of ESA POLINSAR 2007 Workshop*.
- QUEGAN, S., LE TOAN, T., SKRIVER, H., GOMEZ-DANS, J., GONZALEZ-SAMPEDRO, M. C., & HOEKMAN, D. H. 2003. Crop classification with multitemporal polarimetric SAR data. *Proc. of ESA POLINSAR 2003 Workshop*.
- RODRIGUES, A., CORR, D. G., POTTIER, E., FERRO-FAMIL, L., & HOEKMAN, D. H. 2003. Land cover classification using Polarimetric SAR data. *Proc. of ESA POLINSAR 2003 Workshop*.
- SKRIVER, H., SVENDSEN, M. T., & THOMSEN, A. G. 1999. Multitemporal C- and L- band Polarimetric Signatures of Crops. *IEEE Trans. Geoscience and Remote Sensing*, 37(5): 2413-2428.
- SKRIVER, H., DALL, J., LE TOAN, T., QUEGAN, S., FERRO-FAMIL L., POTTIER, E., LUMSDON, P., & MOSHAMMER, R 2005. Agriculture classification using POLSAR data. *Proc. of ESA POLINSAR 2005 Workshop*.
- TOUZI, R., GOZE, S., LE TOAN, T., LOPES, A., & MOUGIN, E. 1992. Polarimetric discriminators for SAR images. *IEEE Trans. Geoscience and Remote Sensing*, 30(5): 973-980.
- ULABY, F. T., & ELACHI, C. 1990. Eds, Radar Polarimetry for Geoscience Applications. *Artech House*.

Detección automática de edificios mediante imágenes de alta resolución y datos Lidar para la actualización de bases de datos cartográficas en entornos urbanos

Automatic building location using high resolution images and Lidar data for land use/land cover geospatial database updating in urban environments

T. Hermosilla, L. A. Ruiz y J. A. Recio
txohergo@topo.upv.es

Grupo de Cartografía GeoAmbiental y Teledetección. Departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodesia y fotogrametría. Universidad Politécnica de Valencia. Camino de Vera, s/n. 46022 Valencia. España

Recibido el 11 de febrero de 2010, aceptado el 8 de octubre de 2010

RESUMEN

En este trabajo se estudia la viabilidad de empleo de una metodología de detección de edificios para la determinación automática del tanto por ciento de ocupación de edificios en polígonos de bases de datos geospaciales de usos del suelo tales como el SIOSE (Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España). La metodología de detección de edificios combina información espectral proveniente de ortofotografías de alta resolución con datos altimétricos obtenidos a partir de tecnología Lidar aerotransportado. Los resultados obtenidos de superficie edificada y porcentaje de edificaciones en una serie de polígonos SIOSE se evalúan y analizan con los datos de referencia obtenidos mediante digitalización de las edificaciones.

PALABRAS CLAVE: detección automática de edificios, Lidar, imágenes de alta resolución, SIOSE, actualización cartográfica.

ABSTRACT

This paper studies the viability of the use of a building detection methodology for updating geospatial databases. Building detection method combines two types of data: spectral and heights. Spectral information is composed by aerial orthophotographs. Surface digital model has been generated using Lidar data. The experiments have been performed using polygons from the SIOSE (Spanish land use/land cover information system) geospatial database. The achieved results regarding surface of buildings and percentage of built area are analyzed and compared to the reference data, which have been created through digitalization.

KEY WORDS: automatic building detection, Lidar, high resolution images, SIOSE, cartographic updating.

INTRODUCCIÓN

Una correcta gestión del requiere de información precisa y actualizada del mismo. El alto grado de dinamismo al que se encuentra sometido conlleva una constante alteración de los paisajes y usos característicos de entornos periurbanos causada por la construcción de nuevas infraestructuras, viviendas y edificaciones. Por ello, se hace patente la necesidad de emplear una metodología rápida, eficiente y sistemática que permita un continuo mantenimiento y actualización de la información sobre edificaciones contenida en las bases de datos cartográficas. Hoy en día, estos procedimientos requieren de un gran esfuerzo económico y de recursos humanos. La información obtenida a través de técnicas de teledetección y el tratamiento digital de estos datos facilita la actualización cartográfica.

La detección automática de edificios, así como de otros elementos propios de entornos urbanos y periurbanos, es una tarea compleja de realizar mediante técnicas de procesamiento digital de imágenes que ha llevado a un gran número de autores a realizar investigaciones en este área, proponiendo diferentes metodologías que no han llegado a ofrecer una solución completamente satisfactoria. Liu *et al.* (2005) distingue, en función de las fuentes de información utilizadas, dos tipologías principales de métodos para la detección y localización de edificios. La primera se basa únicamente en imágenes aéreas o de satélite, combinando algoritmos de procesamiento de imágenes con distintos métodos de reconocimiento de formas o de clasificación. Estos métodos tienen una serie de dificultades técnicas que deben solucionarse, principalmente la ausencia de una tridimensionalidad explícita. La segunda tipología de métodos realiza la detección de los edificios combinando información de la imagen con información altimétrica, derivada mediante técnicas de estereoscopía o utilizando otras fuentes más modernas, como los sistemas de láser escáner.

La detección de edificios utilizando metodologías basadas en imágenes aéreas o de satélite supone, aún hoy en día, una tarea difícil, puesto que los edificios pueden mostrarse como estructuras complejas con muchos detalles arquitectónicos, o estar rodeados por objetos que dificulten su detección. Además, las respuestas espectra-

les de los tejados son muy diferentes debido a la diversidad de materiales empleados en su construcción. Esta problemática requiere, por tanto, la utilización no sólo de técnicas de visión de bajo nivel (*low-level vision*), como extracción de bordes o detección de alineaciones, sino también de técnicas de visión de nivel medio o alto (*high-level vision*), como son el reconocimiento de formas o la clasificación (Kim y Muller, 1999). Así, en función de las metodologías utilizadas, las técnicas de localización de edificios empleando únicamente imágenes pueden dividirse en dos grandes grupos: de bajo nivel y de alto nivel. Las técnicas de bajo nivel consisten, fundamentalmente, en la detección y extracción de bordes y líneas de las imágenes y la posterior construcción de una serie de reglas o hipótesis que éstas han de cumplir para ser definidas como pertenecientes a edificios (Irvin y McKeown, 1989; Lin y Nevatia, 1998). Por su parte, las técnicas de procesamiento digital de imágenes de alto nivel tratan de imitar la cognición humana y la habilidad de tomar decisiones en función de la información contenida en la imagen. Así, metodologías propias de estas técnicas son la detección de objetos, el reconocimiento de formas y la clasificación de imágenes (Wei *et al.*, 2004; Hermosilla *et al.*, 2008).

La detección de edificios combinando imágenes de satélite e información altimétrica conlleva una menor dificultad y proporciona mejores resultados que los obtenidos empleando únicamente imágenes o información altimétrica. Una gran parte de los autores recurre a la clasificación a nivel de objetos generados por segmentación automática basados en criterios de homogeneidad. Los objetos son caracterizados, además de por sus respuestas espectrales, de textura, tamaño y forma, a través de la información tridimensional (Kokubu *et al.*, 2001; Teo y Chen, 2004). Otros autores obtienen un conjunto de edificios candidatos a partir de umbralizaciones del nDSM (modelo de superficies normalizado) y del enmascaramiento de la vegetación utilizando la información multiespectral, principalmente el índice de vegetación NDVI (Vögtle y Steinle, 2000; Rottensteiner, 2003). En el análisis comparativo realizado por Hermosilla y Ruiz (2009) se comprueba cómo el método de establecimiento de umbrales en altura y vegetación proporciona, por lo general, mejores resultados

que el empleo del método aparentemente más robusto basado en clasificación orientada a objeto, que requiere la selección de los datos con los que realizar la segmentación, la selección del método de segmentación, el cálculo de características descriptivas, la selección de las más significativas y la selección de un algoritmo de clasificación.

El objetivo de este trabajo es comprobar la viabilidad de la utilización de técnicas de detección automática de edificios basadas en datos Lidar para la actualización de bases de datos geospaciales de ocupación del suelo, específicamente el SIOSE (Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España). Este proyecto, enmarcado dentro del Plan Nacional de Observación del Territorio en España, y dirigido y coordinado por el Instituto Geográfico Nacional (IGN), pretende reunir en un único sistema de información los datos precisos para el conocimiento integral de la ocupación del suelo en España, con el propósito general de «recoger la información una vez» y «utilizarla por todos», de acuerdo a los principios de la iniciativa INSPIRE de la Unión Europea. (Instituto Geográfico Nacional, 2007). La unidad básica de esta base de datos es el polígono SIOSE, que representa una ocupación de suelo con cobertura uniforme y homogénea. En lo referido a edificaciones, para cada polígono se describe, además de la tipología de las construcciones existentes, el porcentaje de la superficie que ocupan. Hasta el momento, la asignación del porcentaje se ha realizado mediante estimaciones visuales y técnicas de fotointerpretación. Consecuentemente, estas metodologías conllevan un gran coste económico y temporal. Es por ello que se pretende evaluar la posibilidad de estimar el porcentaje de superficie edificada de los polígonos SIOSE utilizando metodologías de detección automática de edificios.

ÁREA DE ESTUDIO Y DATOS

El estudio se ha realizado en el término municipal de Alcalá de Henares, Madrid, trabajando con los datos disponibles para la elaboración del SIOSE. La imagen utilizada es una ortofotografía del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) en color verdadero con una resolu-

ción espacial de 0,5 metros por píxel. Los datos Lidar tienen una densidad de 0,5 puntos/m². Se ha dispuesto, además, de la definición geométrica de los polígonos SIOSE para este municipio y de la información alfanumérica referente a la ocupación de los polígonos.

METODOLOGÍA DE DETECCIÓN DE EDIFICIOS

El método de detección de edificios empleado se basa en el establecimiento de umbrales (Hermosilla y Ruiz, 2009) que consiste fundamentalmente en la definición de dos valores de umbralización, uno en altura y otro con respecto a la presencia de vegetación. El umbral con respecto a las alturas de los edificios se establece sobre el nDSM. Para aislar y enmascarar la vegetación se establece un umbral sobre la imagen de NDVI. Al no disponerse de banda infrarroja, la vegetación se enmascaró utilizando el cociente entre la banda del verde y la banda del rojo. El procedimiento para la definición de los valores umbral es similar en ambos casos, tomándose muestras de entrenamiento de las áreas que se desea diferenciar: el suelo de las zonas con edificios, y las áreas sin vegetación de las zonas con vegetación. Una vez tomadas las muestras, se calculan ambos histogramas y se aproximan posteriormente a curvas gaussianas con el fin de simplificar su forma. El valor umbral es el correspondiente a la intersección de ambas curvas. A la máscara resultante de la umbralización de la vegetación se le aplica un filtro de cierre morfológico, descartando los objetos muy pequeños.

El último paso es la combinación de ambas máscaras, obteniéndose objetos que, una vez refinadas sus formas y eliminados los de menor tamaño, representarán los edificios detectados. Este método se ha combinado con el estudio de las relaciones contextuales de los edificios detectados con las sombras. Para ello se ha seguido la metodología descrita en Hermosilla *et al.* (2008). Tras la detección y un posterior refinamiento en la forma de las sombras, se establece como requisito que los objetos detectados como edificios sean contiguos a una sombra proyectada siguiendo la dirección del ángulo de incidencia solar.

RESULTADOS

Las Figuras 1 y 2 muestran la relación entre la detección automática con respecto a los edificios de referencia para las superficies, y el porcentaje de zona edificada, respectivamente, para los 68 polígonos SIOSE analizados. Analizando la gráfica referente a las áreas, se observa una fuerte correlación lineal entre las áreas automáticamente detectadas y las de referencia, que muestran un coeficiente de correlación R^2 superior a 0,95, con un error medio cuadrático de 11,69%. Este coeficiente de correlación es de 0,75 para el porcentaje de superficie edificada con un error medio cuadrático de 3.827,8 m². Se observa un exceso de detección al obtenerse sesgos positivos, con valores de 0,672 para el porcentaje y 0,919 para el área edificada. Este efecto es más acusado en el caso de las parcelas más pequeñas ya que pequeñas alteraciones en la superficie edificada detectada se traducirán en grandes variaciones en el porcentaje de superficie del polígono SIOSE.

Analizando las causas de los errores de detección se confirma, por lo general, la sobre-detección de la superficie de los edificios. Es decir, los edificios detectados muestran un tamaño mayor a los de referencia. Esto es debido a la baja densidad de los puntos Lidar. Además, una gran fuente de error es debida a la detección errónea de vegetación arbolada asignada a edificios. Esta causa de error puede ser paliada en gran medida mediante la utilización de información multispectral in-

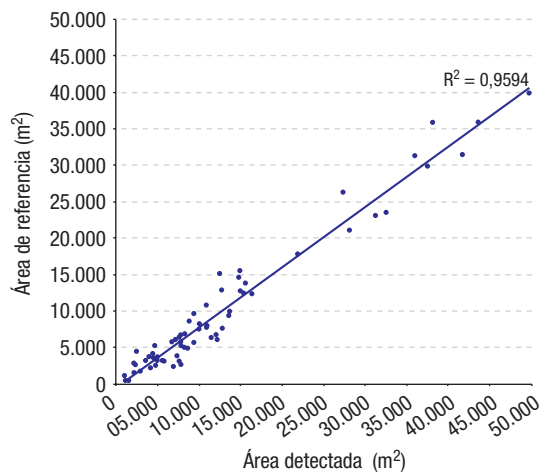


Figura 1. Relación entre las superficies edificadas de referencia y las estimadas automáticamente. Ecuación de la recta $y = 0,8256x - 481,79$.

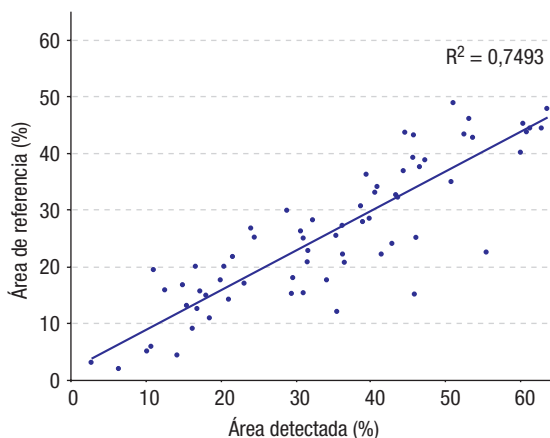


Figura 2. Relación entre los porcentajes de superficie edificada dentro del polígono y el estimado automáticamente. Ecuación de la recta $y = 0,6999x + 1,8331$.

frarroja, tal y como ha sido comprobado por Hermosilla y Ruiz (2009). Los errores de omisión de detección de edificios también son producidos, en gran medida, por la ausencia de información espectral infrarroja y debido al índice de vegetación utilizado, que en algunos casos se detecta como vegetación edificios cuyos tejados presentan una respuesta espectral similar, principalmente en zonas industriales. En la Figura 3 se muestra gráficamente el resultado de la detección de edificios.

CONCLUSIONES

En este trabajo se ha analizado la posibilidad de inclusión de un método de detección automática de edificios en el proceso de la actualización del porcentaje de ocupación de edificios en polígonos SIOSE. Los resultados obtenidos muestran la adecuación de estas técnicas. Las precisiones pueden ser mejoradas utilizando información multispectral del infrarrojo cercano, para evitar la detección errónea de árboles como zonas edificadas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación por parte del Ministerio de Ciencia e Innovación y el FEDER en el marco de los proyectos CTM2006-11767/TECNO y CLG2006-11242-C03/BTE. Así mismo, al Instituto Geográfico Nacional por su apoyo y por facilitar los datos necesarios para realizar este trabajo.

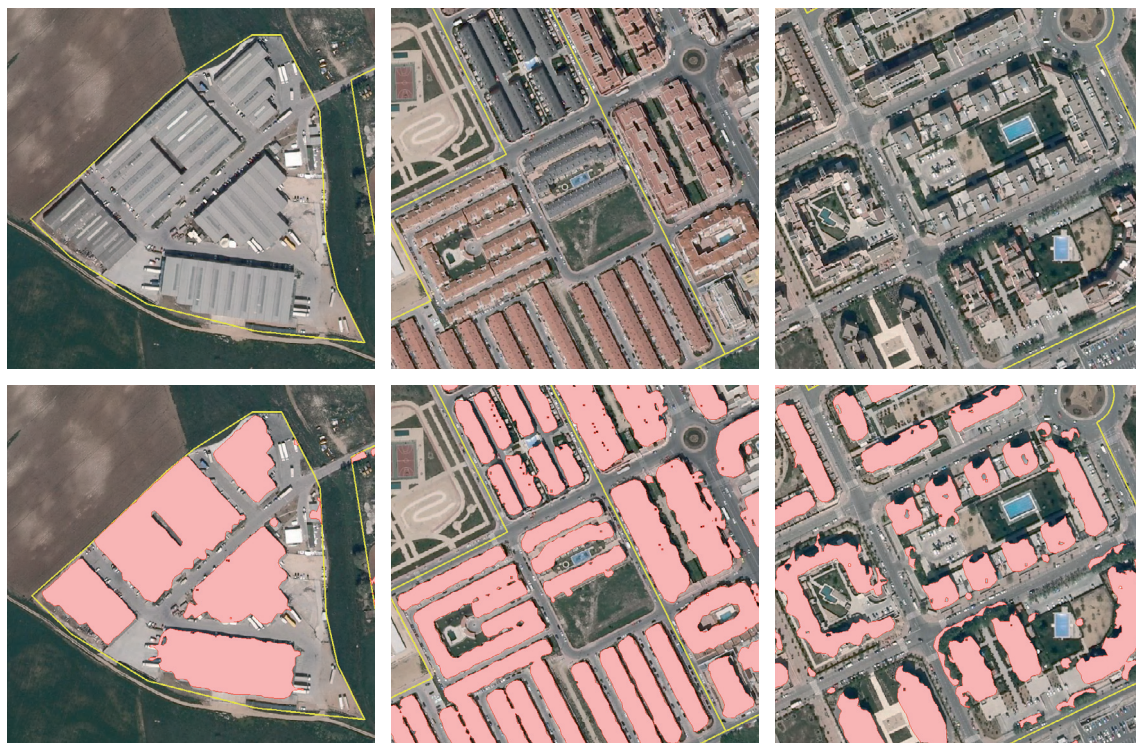


Figura 3. Ejemplos de edificios detectados.

REFERENCIAS

- HERMOSILLA, T. & RUIZ, L. A. 2009. Detección automática de edificios combinando imágenes de satélite y datos lidar. *Semana Geomática*, 2-4 febrero 2009. Barcelona.
- HERMOSILLA, T., RUIZ, L. A., FERNÁNDEZ-SARRÍA, A. & RECIO, J. A. 2008. Detección automática de edificios en imágenes aéreas mediante técnicas de teledetección y análisis contextual. *Congreso Internacional sobre Ingeniería Geomática y Topográfica, TOP-CART2008*. Febrero 2008, Valencia.
- INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL 2007. Sistema de información de ocupación del suelo en España. Manual de Fotointerpretación. versión 1.2.
- IRVIN, R. B. & MCKEOWN, D. M. Jr. 1989. Methods for exploiting the relationship between buildings and their shadows in aerial imagery, *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, 19: 1564-1575.
- KIM, T. & MULLER, J. 1999. Development of a graph based approach for building detection. *Image and Vision Computing*, 17: 3-14.
- KOKUBU, K., KOHIYAMA, M., UMEMURA F. & YAMAZAKI, F. 2001. Automatic Detection of Building Properties from Aerial Photographs Using Color and 3D Configuration. *22nd Asian Conference on Remote Sensing*, Singapore.
- LIN, C. & NEVATIA, R. 1998. Building detection and description from a single intensity image. *Computer Vision and Image Understanding*, 72: 101-121.
- LIU, Z. J., WANG, J. & LIU, W. P. 2005. Building extraction from high resolution imagery based on multi-scale object oriented classification and probabilistic Hough transform. *Proceedings of International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 4: 2250- 2253.
- ROTTENSTEINER, F., TRINDER, J., CLODE, S. & KUBIC, K. 2003. Building detection using LIDAR data and multispectral images. *Proceedings of DICTA*, Sydney, Australia. pp. 673-682.
- TEO, T. A. & CHEN, L. C. 2004. Object-based building detection from LiDAR data and high resolution satellite imagery, *Proceedings of the 25th Asian Conference on Remote Sensing*. Chiang Mai, Thailand. 22-26 November.
- VÖGTLE, T. & STEINLE, E. 2000. 3D modelling of buildings using laser scanning and spectral information. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, XXXIII, Part B3, pp. 927-934.
- WEI, Y., ZHAO, Z. & SONG, J. 2004. Urban building extraction from high-resolution satellite panchromatic image using clustering and edge detection. *Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 3: 2008-2010.

¿Quién es quién? Área de SIG y Teledetección del INDUROT (Universidad de Oviedo)

El Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDUROT) es un centro propio de la Universidad de Oviedo creado en el año 1985 y cuya sede actual se encuentra en el Campus de Mieres. Su actividad principal es la investigación y el asesoramiento científico y técnico sobre los aspectos relacionados con la ordenación del territorio, los recursos naturales y el medio ambiente en general, así como la docencia de tercer ciclo. La calidad de su investigación viene avalada por la posesión de la Certificación de Calidad ISO 9001 e ISO Ambiente 14001 para el diseño y ejecución de proyectos de investigación en los ámbitos indicados. La realización de este tipo de proyectos ha dotado al Instituto de un marcado carácter multidisciplinar, de forma que en el INDUROT han desarrollado su actividad hasta el momento biólogos, geólogos, geógrafos, juristas, arquitectos, ingenieros agrónomos, de montes y de minas, topógrafos, arqueólogos, economistas, historiadores, matemáticos, físicos, etc., lo que ha permitido el intercambio de criterios, conocimientos y puntos de vista diferentes dirigidos hacia un objetivo común. El personal del Instituto está compuesto por profesores de la Universidad de Oviedo, por personal propio contratado de investigación, por becarios y por personal de administración y servicios. Actualmente somos 46 personas, a las que se sumarían personal colaborador de otros centros de investigación, públicos o privados. El director actual del INDUROT es Miguel Ángel Álvarez García, Profesor Titular del Área de Ecología.

El INDUROT (www.indurot.uniovi.es) está estructurado en diferentes áreas de trabajo, que interactúan en función de las necesidades de cada proyecto. Estas áreas son:

- Sistemas de Información Geográfica (SIG) y Teledetección.
- Geomorfología.
- Recursos Naturales (Biodiversidad y conservación vegetal, Conservación y gestión de fauna silvestre y Planificación y gestión de espacios naturales protegidos).
- Ordenación del Territorio.

- Economía Ambiental.
- Derecho Ambiental.
- Informática y servicio de apoyo.

Con respecto al Área de SIG y Teledetección, mencionar que el INDUROT ha sido pionero en España en la utilización y aplicación de estas técnicas. Así, el Instituto ya disponía de su propio Sistema de Información Geográfica antes de que las casas comerciales iniciaran su distribución y fue pionero en el desarrollo de aplicaciones con imágenes de satélite para el estudio del medio ambiente, siendo el centro responsable de la edición de la primera imagen Landsat en falso color de Asturias en el año 1988. También de estos años son los primeros trabajos sobre zonas quemadas y corrección topográfica de las imágenes Landsat, presentados ambos en las Reuniones Científicas de Trabajo en Teledetección de la AET (III-1989 y IV-1991), antecedentes de los actuales Congresos de la AET. A partir de estos inicios y a lo largo del tiempo se ha ido trabajando con múltiples imágenes, como fotografías oblicuas, aéreas (ortofotos y estereoscópicas) e imágenes de satélite pasivas (Landsat, SPOT, QuickBird, NOAA y MODIS) y activas (JERS, ERS-SAR, ENVISAT-SAR y RADARSAT), para la realización de diversos trabajos (cartografía de zonas quemadas, erosión y degradación de los suelos, índices de riesgo, variables meteorológicas, etc.). Actualmente el Área de SIG y Teledetección del INDUROT está liderada por Pilar García Manteca en la parte de SIG (Dra. en Biología y Personal científico-técnico de la Universidad de Oviedo) y por Carmen Recondo González en la parte de Teledetección (Dra. en Ciencias Físicas (Astrofísica) y Profesora Titular del Área de Ingeniería Cartográfica, Geodésica y Fotogrametría).

La instrumentación más novedosa con la que cuenta el Área de SIG y Teledetección (y el INDUROT en general) es una antena receptora de datos MODIS en tiempo real, adquirida en 2007 con fondos FEDER, siendo la investigadora principal del proyecto Carmen Recondo. La antena, de 2.4 m de diámetro, trabaja en modo dual banda X/L, por lo que podría adquirir también imá-

genes NOAA, Landsat, así como los datos de otros satélites futuros. Para obtener más información sobre la antena y poder visualizar las imágenes adquiridas cada día puede consultarse la página: <http://www.indurot.uniovi.es/actividades/modis/paginas/default.aspx>.

Los proyectos más destacados en los que hemos estado involucrados en los últimos años son:

- Impacto de los Incendios Forestales en Asturias. Análisis de los últimos 30 años (Proyecto Regional de I+D+I. 2001-2003). Se utilizaron imágenes Landsat para la cartografía de zonas quemadas. Los resultados fueron publicados en diversos artículos y en un libro con el mismo nombre que el proyecto (Álvarez García, M. A. et al., 2007; Recondo et al., 2007, para el capítulo «Teledetección de incendios»).
- Procesos de erosión en las vertientes de la Cordillera Cantábrica: relación con los incendios forestales (Proyecto Regional de I+D+I. 2004-2006). En este caso se usaron imágenes radar. Los resultados fueron presentados y publicados internacionalmente.

- Bases para el seguimiento de los cambios en la flora y vegetación como consecuencia del cambio climático en el Parque Nacional de los Picos de Europa (Proyecto Nacional de la Fundación Biodiversidad. 2008-2009).
- FIREGLOBE, Analysis of fire risk scenarios at national and global scales (Proyecto Nacional de I+D+I. 2009-2011). El IP es el Dr. Emilio Chuvieco y nuestro equipo es el encargado de las imágenes MODIS y de las variables meteorológicas derivadas.
- Metodología para la elaboración de un sistema de alarmas de incendios en tiempo real a partir de datos del sensor MODIS válida para Asturias (Proyecto Regional de I+D+I. 2010). IP: Carmen Recondo.

El INDUROT y el Área de Ingeniería Cartográfica, Geodésica y Fotogrametría organizarán el próximo XIV Congreso de la AET de 2011 (www.congreso2011aet.es) en el que, además, se celebrarán los 25 años de la creación de la AET. ¡Os esperamos!



El Área de SIG y Teledetección del INDUROT. Mieres, 28 de octubre de 2010. De izquierda a derecha y de arriba abajo: Adán Abajo Chic, Carmen Recondo González, Pilar García Manteca, Eva Zapico Redondo, Miguel Ángel Álvarez García y Juan Carlos Fernández Iglesias.

Tesis Doctoral

Título:

Técnicas de extracción de características y clasificación de imágenes orientada a objetos aplicadas a la actualización de bases de datos de ocupación del suelo

Autor: Jorge Abel Recio Recio

Director: Luis Ángel Ruiz Fernández (Universidad Politécnica de Valencia)

Lugar: Departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría de la Universidad Politécnica de Valencia

Fecha: Diciembre de 2009

Identificador universal: <http://hdl.handle.net/10251/6848>

RESUMEN

A lo largo de los últimos años ha aumentado el interés y la necesidad de disponer de una información de usos y coberturas del territorio fiable y actualizada, siendo numerosos los proyectos de carácter local, nacional e internacional cuyo objetivo es la creación y actualización de bases de datos de usos y ocupación del suelo. Los procedimientos metodológicos para llevar a cabo estas tareas requieren un alto grado de intervención humana, ya que están basados casi íntegramente en la fotointerpretación de imágenes o su comparación con otras imágenes u otra base de datos. Los recientes avances en la calidad de los sensores, tanto aerotransportados como espaciales, y en su cantidad, han supuesto un incremento significativo en la disponibilidad de imágenes de alta resolución. Por otra parte, desde las administraciones públicas se están gestionando iniciativas conjuntas para adquirir y facilitar la disponibilidad de datos e imágenes aéreas y satelitales, como es el Plan Nacional de Observación de la Tierra (PNOT), al tiempo que se desarrollan nuevas metodologías para la explotación de estos datos. Es en esta línea de trabajo donde se enmarca esta tesis, cuyos desarrollos y ensayos pretenden aportar una contribución a la au-

tomatización progresiva de los procesos de obtención de información relativa a los usos del territorio mediante el análisis de las imágenes disponibles de forma regular por los planes de observación en España, así como su integración con la información contenida en las bases de datos cartográficas ya existentes.

El objetivo general de esta tesis es el desarrollo de metodologías para la actualización de bases de datos cartográficas de ocupación del suelo, aplicadas a zonas agrícolas mediterráneas y basadas en el empleo de datos de observación de la Tierra y geográficos disponibles regularmente en España para los trabajos de actualización cartográfica. Estos datos suelen consistir en imágenes aéreas de la fecha en la que se quiere actualizar la cartografía, la misma base cartográfica que se va a actualizar y otro tipo de información auxiliar, variable en función de cada caso concreto. No se han considerado otras fuentes de datos que, si bien supondrían un complemento eficaz a los datos básicos, como información de tipo altimétrico (lidar), multitemporal, hiperespectral, microondas, etc., su coste limitaría su aplicación en el escenario actual español, y que no es probable que estén disponibles de forma periódica y con una cobertura estatal.

Esta actualización se aborda mediante la integración y el análisis de información cartográfica en formato vectorial, imágenes aéreas de alta resolución, la información alfanumérica contenida en la base de datos a actualizar y la información auxiliar. En concreto, se ha utilizado un mosaico de ortoimágenes aéreas con resolución espacial de 0,5 m/píxel, obtenido tras la fusión de las bandas pancromática y multiespectrales tomadas con el sistema de cámaras fotogramétricas DMC. La base de datos cartográfica utilizada en los ensayos corresponde a la base cartográfica de la D.G. de Catastro, junto a su información temática asociada, en once polígonos catastrales en el término municipal de Benicarló (Castellón). Como información auxiliar se ha utilizado la altitud media, la pendiente media y la distancia a la costa extraída de modelos digitales del terreno con una resolución espacial de 1 m. La integración de los datos se realiza mediante la extracción de características y la clasificación de imágenes orientada a objetos. En primer lugar, la cartografía aporta los límites espaciales que delimitan los objetos de estudio, que en nuestro caso se corresponden con la subparcela catastral. En segundo lugar, el uso de las subparcelas se asigna mediante el análisis de un conjunto de características, como son las extraídas a partir del análisis de una imagen de alta resolución, o las definidas por su forma, su uso previo, etc.

Así, la descripción cuantitativa de cada objeto se hace por medio de un conjunto de características diseñadas específicamente para la descripción de parcelas fundamentalmente agrícolas. La información que proporcionan estas características se refiere a la respuesta espectral de cada objeto o parcela, a la textura, a la existencia de elementos con una estructura o patrón determinado (marcos de plantación,...), así como a las propiedades de algunos de esos elementos y, por último, a la propia geometría de las parcelas o características de forma. El desarrollo y aplicación de estas características descriptoras constituye el núcleo central de esta tesis.

Se han evaluado, mediante una serie de ensayos, la utilización y el rendimiento de estas características como descriptores de las propiedades que definen los usos de las parcelas. Así, por ejemplo, se ha comprobado que la posición del

primer máximo del semivariograma omnidireccional calculado sobre la banda del infrarrojo es un indicador preciso del diámetro de la copa de los árboles dispuestos según un marco de plantación regular. Así mismo, la transformada de Hough sobre una imagen binaria con la localización de árboles permite determinar las dimensiones de los marcos de plantación en cultivos arbóreos. Se ha diseñado un método de segmentación automática y caracterización de árboles por parcela para determinar la superficie cubierta por árboles en una parcela y, al mismo tiempo, la clase de cultivo presente, dentro de la variación existente en la zona de estudio. También se ha comprobado que el uso previo de una parcela, introducido como una característica descriptora más de las parcelas, incrementa la fiabilidad de la clasificación de manera muy relacionada con el grado de actualización de la base de datos. En los ensayos realizados este incremento está próximo al 4%.

Como método de decisión para la asignación de clases se ha utilizado un multclasificador de tipo boosting sobre un conjunto de árboles de decisión creados mediante el algoritmo C5.0, a partir de un conjunto de ejemplos o muestras de aprendizaje. Además de la clase asignada por el clasificador a cada parcela se obtiene un valor de la confianza con la que el clasificador hace la asignación de la clase, el cual proporciona información objetiva sobre la fiabilidad en la clasificación de cada objeto.

La metodología de clasificación propuesta se ha evaluado en un conjunto de subparcelas del área de estudio, considerando un total de 10 clases. La fiabilidad global obtenida es del 78,4% cuando se tiene en cuenta el uso previo, frente al 74,7% cuando no se tiene en cuenta.

Por último, se evalúa la metodología propuesta en el contexto de un problema real de actualización, en el cual se compara la clasificación de las subparcelas con la clase contenida en la base de datos que se pretende actualizar, de forma que se detecten las discordancias entre ambas fuentes. En estos casos, es necesaria una revisión por parte de un fotointérprete con el fin de determinar si ha existido un cambio real o un error de clasificación, definiendo la clase final de asignación.

La metodología presentada en esta tesis se ha utilizado con éxito en varios trabajos de produc-

ción como la actualización del SIG Citrícola de la Comunidad Valenciana en la provincia de Castellón, en la actualización del Inventario de Cultivos de la Región de Murcia y en la elaboración de cartografía de usos del suelo para el Banco de Terras de Galicia. Las fiabilidades obtenidas en las clasificaciones de estos trabajos oscilan

entre el 78% y el 93%, siendo paisajes, leyendas y datos de partida muy distintos entre sí. En todos los casos, la aplicación de esta metodología supone una reducción significativa en los tiempos de actualización de las bases de datos al reducirse en gran medida el número de parcelas a revisar por los fotointérpretes.



ARTÍCULOS CIENTÍFICOS

Análisis de cambios de usos del suelo en la «Vega de Granada»: correcciones radiométricas y evaluación del cambio.

V. F. Rodríguez-Galiano, M. J. García-Soldado, M. Chica-Olmo, E. Pardo-Igúzquiza, J. P. Rigol-Sánchez y M. Chica-Rivas

Comportamiento geométrico y radiométrico del sensor AHS durante la campaña multitemporal CEFLES2.

M. Jiménez, J. A. Gómez, A. Fernández-Renau, J. A. Holguín, E. de Miguel, O. Gutiérrez de la Cámara y E. Prado

Análisis comparativo de las superficies regadas en los acuíferos del Campo de Montiel y La Mancha Occidental en el período 2004-2008.

M. Bea, S. Montesinos, C. Morugán y S. Moraleda

Seguimiento del estado ecológico de las aguas continentales superficiales españolas mediante imágenes MERIS.

J. A. Domínguez, C. Arancón, C. Alonso, A. Alonso, C. de Hovos y A. Quesada

Análisis de correlaciones entre la temperatura del aire y la temperatura de las superficies vegetadas medida con radiometría térmica.

R. Niclòs, M. J. Estrela, J. A. Valiente y M. J. Barberà

Dinámica estacional e interanual del NDVI en bosques nativos de zonas áridas argentinas.

M. R. Iglesias, A. Barchuk y M. Grilli

Estimación y cartografía de parámetros ecológicos y forestales en tres especies (*Quercus ilex* L. subsp *ilex*, *Fagus sylvatica* L. y *Pinus halepensis* L.) con datos LiDAR.

V. Zaldo, G. Moré y X. Pons

Estudio del crecimiento urbano, de la estructura de la vegetación y de la temperatura de la superficie del Gran San Miguel de Tucumán, Argentina.

R. Oltra-Carrió, J. A. Sobrino, J. Gutiérrez-Angonese, A. Gioia, L. Paolini y A. Malizia

Clasificación de cultivos en la zona media de Navarra mediante imágenes radar polarimétricas.

A. Larrañaga, L. Albizua y J. Álvarez-Mozos

Detección automática de edificios mediante imágenes de alta resolución y datos Lidar para la actualización de bases de datos cartográficas en entornos urbanos.

T. Hermosilla, L. A. Ruiz y J. A. Recio

¿QUIÉN ES QUIÉN?: Área de SIG y Teledetección del INDUROT (Universidad de Oviedo).

TESIS DOCTORAL: Técnicas de extracción de características y clasificación de imágenes orientada a objetos aplicadas a la actualización de bases de datos de ocupación del suelo.