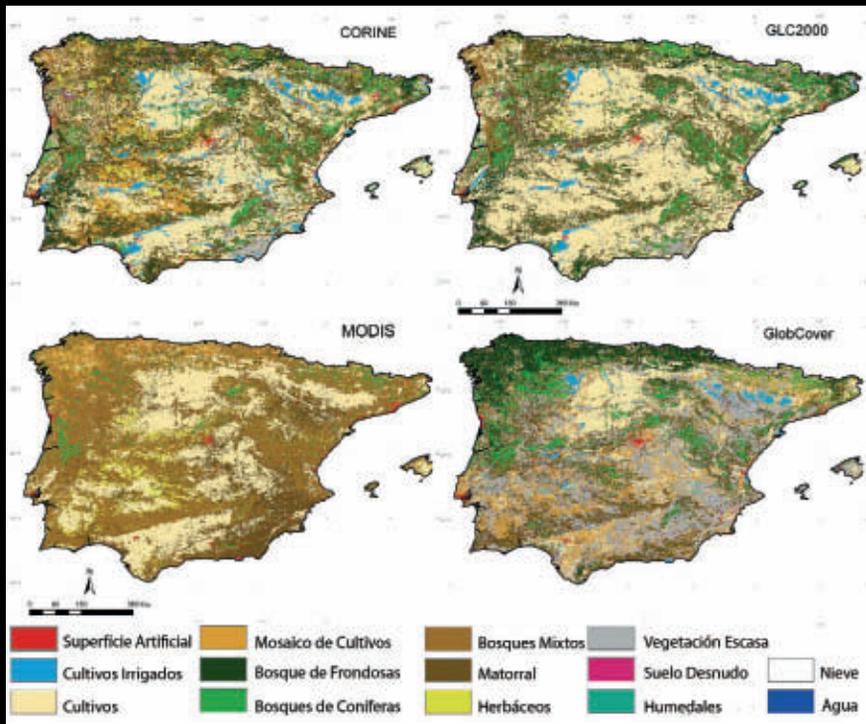


Revista de Teledetección

REVISTA DE LA ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN



SUMARIO

Consejo de Redacción y Junta Directiva de la AET.....	1
Editorial.....	2
Información y Normas para los autores.....	3
ARTÍCULOS CIENTÍFICOS	
• Evaluación mediante teledetección del efecto de canalizaciones sobre el humedal del Saladillo, Argentina. <i>C. López, P. G. Brandolin, O. R. Campanella, A. L. Martino y C. de Angelo</i>	5
• Evaluación de productos de cubiertas del suelo en la península ibérica. <i>A. Pérez-Hoyos y F. J. García-Haro</i>	22
• Estimación de la evapotranspiración utilizando bandas del infrarrojo medio. <i>D. Girolimetto y V. Venturini</i>	41
• Simulación de productos HyspIRI de mapas de flujos energéticos en superficie. <i>J. M. Sánchez, V. García-Santos, A. N. French, E. Valor, C. Coll y V. Caselles</i>	51
• Estudio de la operaconalidad del futuro sensor Sentinel-3/SLSTR para la parametrización del fuego activo. <i>A. Calle, P. Salvador y F. González-Alonso</i>	62
• Estudio de la homogeneidad de la temperatura de la superficie terrestre mediante imágenes MODIS de la zona de Doñana <i>D. Skoković, J. A. Sobrino, G. Sòria, J. C. Jiménez-Muñoz y Y. Julien</i>	71
• Primera aplicación de imágenes Fasat-Charlie al estudio de praderas semi-áridas de Chile. <i>A. Santamaría-Artigas, C. Mattar, C. Durán-Alarcón, L. Olilvera, M. Inzunza, D. Tapía y E. Escobar-Lavín</i>	78
• Dinámica de la cobertura vegetal y los usos de la tierra a través de modelos de no-equilibrio. <i>A. H. Britos y A. H. Barchuck</i>	88
CASOS PRÁCTICOS	
• Desagregación del volumen de población a partir de la imagen de satélite con Sistema de Información Geográfica y Procesamiento Digital de Imágenes. <i>A. Martínez Serrano</i>	110
• Clasificación de materiales geológicos en la superficie de la luna Europa de Júpiter. <i>I. Ordóñez Etxeberria y V. Caselles Miralles</i>	122
• Conceptos físicos básicos para la utilización de teledetección óptica en el cartografiado de hábitats bentónicos costeros. <i>G. Casal</i>	134
• RESEÑA LITERARIA: Diccionari Terminològic de Teledetecció o sobre la necesidad de una referencia semántica sobre el léxico técnico de nuestra disciplina.	143

Director

José Antonio SOBRINO

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

Secretario

Juan Carlos JIMÉNEZ MUÑOZ

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

Consejo de Redacción

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

Carlos PÉREZ. Universidad de Salamanca. Salamanca.

Alfonso CALERA. Universidad de Castilla La Mancha. Albacete.

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

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

José MORENO. Universitat de València. Valencia.

Massimo MENENTI. Universidad de Delft. Holanda

Jean-Pierre LAGOUARDE. INRA Burdeos. Francia

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

Comité Científico

Fernando CAMACHO. Earth Observation Laboratory Spin-off Universidad de Valencia. Fernando.camacho@eolab.es

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

Arnon KARNIELI. The Remote Sensing Laboratory. Jacob Blaustein Institute for Desert Research.

Ben Gurion Univ. of the Negev. Sede Boker Campus 84990, ISRAEL. karnieli@bgu.ac.il

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

Luis MORALES. Dpto. de Ciencias Ambientales y Recursos Renovables. Universidad de Chile. lmorales@uchile.cl

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

Françoise NERRY. LSII/TRIO. Louis Pasteur University. nerry@lsiit.u-strasbg.fr

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

Antonio PLAZA. Dpto. Tecnología Computacional y Comunicaciones. Universidad de Extremadura. aplaza@unex.com

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

Alain ROYER. Département de géomatique appliquée. Université de Sherbrooke. Alain.Royer@USherbrooke.ca

Jiancheng SHI. Institute for Computational Earth System Science. University of California. shi@icess.ucsb.edu

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

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

Raul.zurita@wur.nl

Junta Directiva

Presidente: **Dr. Federico GONZÁLEZ ALONSO.** Coordinador del Departamento de Protección Forestal.

Centro de Investigación Forestal (CIFOR). Jefe del Laboratorio de Teledetección. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). Ministerio de Ciencia e Innovación. Carretera de la Coruña km 7.

28040 Madrid. ESPAÑA. Tel: 91 347 68 28. e-mail: alonso@inia.es. www.inia.es/teledeteccion

Vicepresidente: **Abel CALLE MONTES.** Departamento de Física Aplicada. Universidad de Valladolid.

Facultad de Ciencias. Paseo de Belén, 7. 47011-Valladolid. Tel: 983 423 758. e-mail: abel.calle@fal.uva.es

Secretario: **Juan José PECES MORERA.** Servicio de Teledetección. Instituto Geográfico Nacional.

General Ibáñez Ibero, 3, 28003, Madrid. Tel: 91 597 95 85. Fax: 91 597 95 85. e-mail: jjpeces@fomento.es

Tesorero: **Antonio RUIZ VERDU.** Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA). Carretera de Ajalvir, km 4, 28850, Torrejón de Ardoz, Madrid. Tel: 91 520 15 13. e-mail: tesorero@aet.org.es

Vocal: **Dr. José A. SOBRINO.** Unidad de Cambio Global - Laboratorio de Procesado de Imágenes.

Universidad de Valencia. Parc-Científic. C/ Catedrático Agustín Escardino n.º 9. 46980 Paterna (Valencia).

Tel: 34 96 354 31 15. Fax: +34 96 354 31 15. e-mail: sobrino@uv.es

Vocal: **Carmen RECONDO GONZÁLEZ.** Área de Ingeniería Cartográfica, Geodésica y Fotogrametría

(Dpto. de Explotación y Prospección de Minas) e INDUROT. Universidad de Oviedo. Campus de Mieres.

C/ Gonzalo Gutiérrez Quirós, s/n. 33600 Mieres (Asturias). Tel: 985 458 034 (despacho) - 985 458 118 (Secretaría INDUROT).

Móvil: 666 075 878. Fax: 985 458 110 (INDUROT). e-mail: mdrecondo@uniovi.es

Vocal: **Silvia MERINO DE MIGUEL.** Unidad Docente de Topografía. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica

Forestal. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria, s/n. 28040 Madrid. Tel: 913 367 668.

Fax: 915 347 796. e-mail: silvia.merino@upm.es

Vocal: **Alix FERNÁNDEZ RENAU GONZÁLEZ ANLEO.** Área de Teledetección. Dpto. de Observación de la

Tierra, Teledetección y Atmósfera. Sub. Gral. de Investigación y Programas del INTA. Carretera de Ajalvir, km 4.

28850 Torrejón de Ardoz, Madrid, España. Tel: +34 91 520 19 91. Fax: +34 91 520 16 33. e-mail: fdezra@inta.es

Foto portada: Mapas de cubiertas del suelo para la Península Ibérica reconciliados a una leyenda generalizada de 14 clases.

Editorial

Estimados socios y lectores,

En este número 40 de la Revista de Teledetección se publican un total de ocho artículos correspondientes a diversas temáticas, entre las que se encuentran la evaluación del efecto de canalizaciones sobre el humedal, la evaluación de productos de cubiertas del suelo en la Península Ibérica, la estimación de la evapotranspiración con bandas del infrarrojo medio, la simulación de productos HypSIRI de flujos energéticos, el estudio de la parametrización del fuego activo con el futuro sensor S3/SLSTR, el estudio de la homogeneidad térmica en la zona de Doñana, la primera aplicación de las imágenes Fasat-Charlie, y el estudio de la dinámica de la cobertura vegetal y los usos de la tierra.

Este número incluye también la publicación de tres casos prácticos, en los que se presentan aplicaciones para la desagregación del volumen de población a partir de imágenes de satélite y SIG, una clasificación geológica de la luna Europa de Júpiter, y una revisión de los conceptos básicos de teledetección óptica para el cartografiado de hábitats bentónicos costeros.

Además se presenta una reseña literaria sobre el «Diccionari Terminològic de Teledetecció», realizado por los autores Xavier Pons y Anna Arcalís y editado por el Instituto Cartográfico de Cataluña, con el fin de proporcionar tanto a especialistas de esta área como de cualquier otra disciplina una completa lista de definiciones de conceptos y acrónimos en el campo de la teledetección.

Finalmente siendo este el último número bajo la dirección del actual equipo de la Revista de Teledetección, quiero aprovechar la ocasión para agradecer a todos los autores y socios de la AET su colaboración y apoyo desde el número 28, primero bajo nuestra dirección, así como al Secretario de la Revista, Dr. Juan Carlos Jiménez Muñoz, por el trabajo realizado. En el futuro continuaremos nuestra colaboración desde las nuevas responsabilidades de Presidente y Vocal de la AET emanadas de la XIII Asamblea General Ordinaria de la AET celebrada en las instalaciones del INTA en Torrejón de Ardoz el 23 de octubre de 2013.

José A. Sobrino
Director

Información y normas para los autores

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

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

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

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

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

PRESENTACIÓN DE ORIGINALES

1. ARTÍCULOS

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

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

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

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

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

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

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

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

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

2. PRESENTACIÓN DE CASOS PRÁCTICOS

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

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

3. CRÍTICAS DE LIBROS O PROGRAMAS

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

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

ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN

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

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

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

Evaluación mediante teledetección del efecto de canalizaciones sobre el humedal del Saladillo, Argentina

C. López¹, P. G. Brandolin², O. R. Campanella³,
A. L. Martino¹ y C. de Angelo⁴

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

² Asociación Civil Amigos para la Conservación de las Aves. Leopoldo Lugones 1441. 5800 Río Cuarto (Córdoba), Argentina

³ Departamento de Geología. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales. Universidad Nacional de Río Cuarto-UNRC. Ruta 36, km 601. 5800 Río Cuarto (Córdoba), Argentina

⁴ Instituto de Biología Subtropical. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Misiones - CONICET - Asociación Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico. Bertoni 85. Puerto Iguazú (Misiones), Argentina

Resumen

Los humedales son ecosistemas naturales cuya dinámica está determinada principalmente por la presencia de agua. Generalmente se los identifica como áreas que se inundan temporariamente donde el agua subterránea aflora en la superficie, o con áreas con suelos de baja permeabilidad que permanecen cubiertos por agua poco profunda. El agua, por lo tanto, juega un rol fundamental en la determinación de su estructura y funciones ecológicas. Los datos provistos por imágenes satelitales son una herramienta apropiada para analizar humedales y los cambios ocurridos en ellos a lo largo del tiempo. Los Bañados del Saladillo son un complejo de humedales en el centro de Argentina, de gran importancia para la preservación de aves acuáticas. Estos bañados han sufrido profundos cambios por el avance de la agricultura y las canalizaciones realizadas para mitigar el efecto de inundaciones en el sudeste de la provincia de Córdoba de este país. El objetivo del trabajo fue conocer la condición histórica y presente de los Bañados del Saladillo, y analizar los efectos de las canalizaciones sobre los mismos. Se estudiaron 6 imágenes satelitales que se clasificaron con ENVI 4.8, representando la estación seca y húmeda en tres períodos: previo a las canalizaciones (1996); posterior a las canalizaciones (2004-2006); período reciente (2010-2011). Éstas fueron seleccionadas de acuerdo a las precipitaciones acumuladas en 6 meses previos para que fueran comparables. El área de lagunas se redujo entre un 70% (estación húmeda) y un 33% (estación seca). Los mayores cambios observados en la estación húmeda se reflejaron también en la reducción del número de lagunas (40%), la variabilidad de su tamaño (66%), el perímetro de las mismas (28%) y el incremento de la distancia entre ellas. Más allá de la mitigación de las inundaciones, las canalizaciones favorecieron el avance de la agricultura sobre áreas históricamente inundadas en la estación lluviosa, poniendo en riesgo la persistencia de este importante humedal del sudeste de Córdoba en el centro de Argentina. Los resultados obtenidos representan una herramienta útil al momento de tomar decisiones para el manejo y conservación de estos relictos de hábitat natural y su biodiversidad.

Palabras claves: avance de la frontera agrícola, Bañados del Saladillo, canalizaciones, conservación de la biodiversidad, teledetección.

* Autor para la correspondencia: clopezmanyuk@gmail.com

Recibido: 24-12-12; Aceptado: 16-09-13.

Abstract

Using remote sensing to evaluate the effect of channelization on wetlands in central Argentina

Wetlands are natural ecosystems whose dynamics is mainly determined by the presence of water. They are generally identified as temporarily flooded areas where groundwater emerges at the surface, or areas with low permeability soils that remain covered by shallow water. The water, therefore, plays a key role in determining the structure and ecological functions of wetlands. Data provided by satellite images are an appropriate tool for analyzing wetlands and their changes over time. The Saladillo Wetlands are a complex of marshlands in the centre of Argentina, of great importance to the preservation of birds. These marshes have suffered profound changes caused by the advancement of agriculture and channels made to mitigate the effects of flooding in the southeast of the province of Cordoba in this country. The objective of our work was to know the historical and present condition of the Saladillo Wetlands, and to analyze the effects of the channelization on them. We studied six satellite images classified with ENVI 4.8. These images represented the dry and the wet season into three periods: prior to the channelization (1996), after the channelization (2004-2006); and recent period (2010-2011). They were selected according to the accumulated rainfall during the previous 6 months to make them comparable. The pond area was reduced by 70% (wet season) and 33% (dry season). The major changes observed in the wet season also reflected in the reduction in the number of ponds (40%), the variability of their size (66%), the perimeter of flooded areas (28%) and an increasing the distance between ponds. Beyond the flood mitigation, the channelization favoured the advancement of agriculture on areas historically flooded in the rainy season, threatening the persistence of this important wetland of the southeast of Cordoba in central Argentina. Our results represent a useful tool for the management and conservation of these remnants of natural habitat and biodiversity.

Key words: advance of the agricultural frontier, biodiversity conservation, channelization, remote sensing, Saladillo Wetlands.

Introducción

Los humedales son ecosistemas naturales cuya dinámica está determinada principalmente por la presencia de agua (Ramsar, 1971). El término humedales se refiere a una amplia variedad de hábitats interiores, costeros y marinos que generalmente se los identifica como áreas que se inundan temporariamente donde el agua subterránea aflora en la superficie, o con áreas con suelos de baja permeabilidad que permanecen cubiertos por agua poco profunda. El agua, por lo tanto, juega un rol fundamental en la determinación de su estructura y funciones ecológicas, entre ellas el sostenimiento de una rica biodiversidad (Andrade y Benítez, 2004; Alvarado Quesada, 2006; Celis, 2006).

A pesar de la rica biodiversidad y los servicios ambientales que brindan los humedales (Ramsar 1971 y 2000, Mengui 2000, Mitsch y Gosselink, 2000), el manejo de los mismos históricamente no ha tenido en cuenta sus valores y fue direccionado bajo el concepto de que estos ambientes podían ser drenados o rellenados (Neiff 1997, Canevari *et al.* 1998). A nivel global, estos ambientes están sometidos a una

magnitud sin precedente de disturbios antrópicos locales y globales (Brönmark y Hansson 2002, Saunders *et al.* 2002), indicando algunas estimaciones que más del 50% de los humedales ya han sido alterados, degradados o perdidos en los últimos 150 años a nivel global (O'Connell 2003). Los procesos de degradación ecológica que han sufrido los humedales se han acelerado e intensificado en las últimas décadas como consecuencia del avance de la frontera agrícola y otros cambios en el uso de la tierra asociados al aumento de la población, la sobreexplotación de los recursos naturales y el desarrollo tecnológico (Saunders *et al.* 2002). Sumado a esto, los fenómenos globales de cambio climático pueden alterar los parámetros hidrológicos de los humedales y afectar a las especies que dependen de ellos (Hartig *et al.* 2002). A causa de la alarmante pérdida de humedales es que organismos internacionales (*ej.* Ramsar, Wetlands International, Bird-Life International) han generado en la actualidad un interés particular en la conservación de estos ambientes debido a que el impacto sostenido históricamente sobre los mismos ha causado grandes pérdidas de su biodiversidad aso-

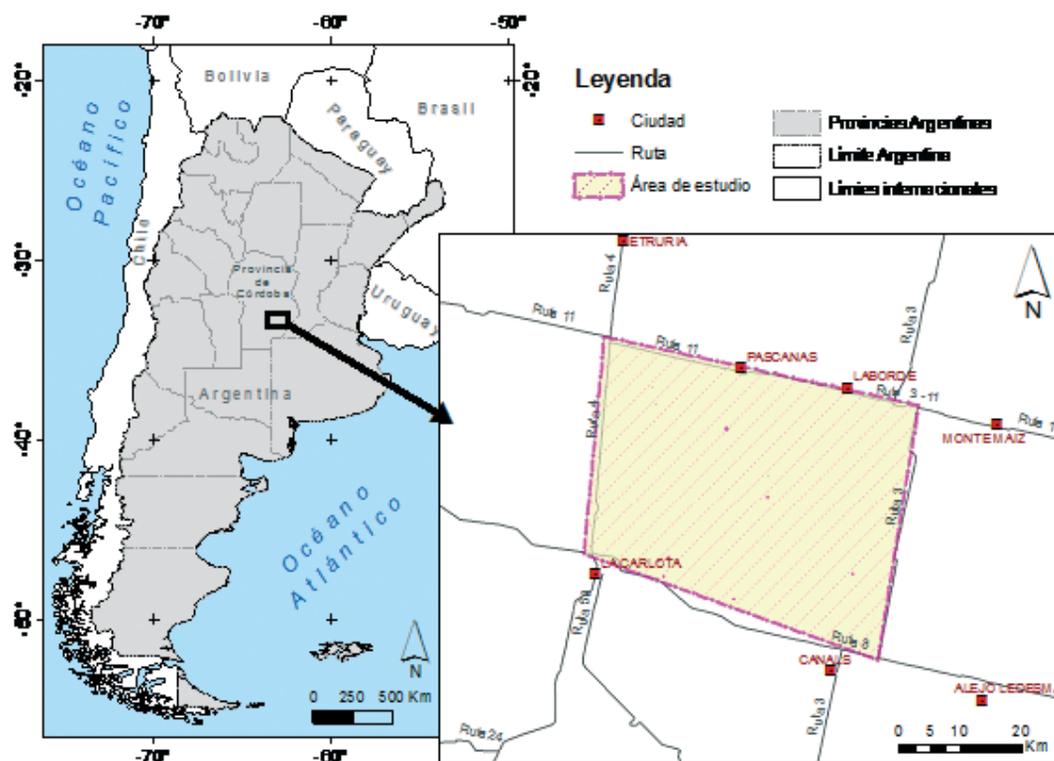


Figura 1. Localización del área de estudio en la provincia de Córdoba, Argentina (arriba-izquierda), y detalle del área seleccionada para el análisis (abajo-derecha).

ciada (RAMSAR, 1971). Por ello, describir y monitorear el estado de los humedales y las tierras que los rodean es de gran relevancia porque las prácticas de uso del suelo en las zonas adyacentes pueden causar la pérdida de los mismos, sus funciones, bienes, servicios y valores (Barbier *et al.*, 1997).

La Republica Argentina no es la excepción respecto al deterioro y pérdida de los humedales y su biodiversidad (Neiff, 2001b). Los más grandes humedales del país, como los Esteros del Iberá, han sufrido el deterioro y su reducción a partir del avance de actividades productivas como el arroz y las plantaciones forestales (Neiff y Poi de Neiff, 2006). Incluso aquellos humedales más remotos del país también fueron afectados por acciones antrópicas que ponen en riesgo su biodiversidad (Canziani *et al.* 2001). En la región central de Argentina encontramos otro caso destacado, el de los Bañados del Río Saladillo (Figura 1). Históricamente, esta región del sur de la provincia de Córdoba se ve afectado por inundaciones recurrentes. Las mismas se producen en años de precipitaciones extremas a causa de que el escu-

rimiento superficial del agua es escaso (Cuello *et al.*, 2003). Particularmente entre los años 1998 y 2001, áreas circundantes a los Bañados del Río Saladillo se vieron enormemente afectadas por las inundaciones coincidiendo con fenómenos de abundantes precipitaciones (Degioanni *et al.*, 2002b; Maldonado *et al.*, 2005). A causa de ello, los años sucesivos se realizaron en todo el sur provincial canalizaciones para mitigar el efecto de las inundaciones, principalmente atravesando el área por dos grandes canales construidos por el gobierno provincial: el canal del río Cuarto y el canal de La Brava (Brandolin *et al.* 2013; Brandolin y Ávalos, 2012). También se han construido en estos años una serie de canales por parte de propietarios privados, en su mayoría sin autorización ni planificación gubernamental alguna, que interconectan cuencas, derivan la problemática a otros sectores y afectan áreas que en otros momentos no eran afectadas (Maldonado *et al.*, 2005).

Como consecuencia de estas canalizaciones y dragados tendientes a mitigar los efectos de las inundaciones, se ha modificado el funcionamiento hidráulico de la cuenca del Río Sa-

ladillo (Brandolin y Ávalos, 2012). Si bien inicialmente los canales estaban destinados a drenar el excedente hídrico de lluvias extremas, existen indicios de que la superficie de los Bañados ha disminuido, y hay cierta controversia sobre si las causas de dicha disminución fueron dichas canalizaciones o causas climáticas (FICH-UNL, 1999; Brandolin y Ávalos, 2012). La obtención de información sobre la situación histórica y presente de los Bañados es imprescindible para evaluar acciones futuras tendientes a un manejo integrado de la región que contemple la conservación de su biodiversidad (Casañas, 2004).

En este trabajo se utilizaron herramientas de teledetección en la región de los Bañados del Río Saladillo para 1) Conocer la condición histórica y presente de estos humedales, 2) Describir los cambios ocurridos en los Bañados del Saladillo en los últimos 15 años en cuanto a la superficie ocupada, el número de lagunas, tamaño de las mismas, y proximidad entre ellas, entre otras características relevantes y 3) Analizar las posibles causas (climáticas vs. antrópicas) que llevaron a los cambios que se observan en los Bañados.

Datos y metodología

Área de estudio

El área de los Bañados del Río Saladillo se localiza en el sudeste de la provincia de Córdoba, República Argentina, en el Departamento de Unión, en una de las regiones más productivas para la actividad agropecuaria provincial. Es un sistema de aproximadamente 40 lagunas permanentes de agua dulce y numerosas lagunas temporarias ubicadas sobre una gran depresión del terreno, cercano a las ciudades de Canals y Laborde (Figura 1). El área de estudio se encuentra demarcada entre las coordenadas 33°04'-33°33'S y 62°46'-63°18'O cubriendo una superficie de unas 195.000 ha, 71 km de desarrollo en sentido Este-Oeste con desnivel de 179 m, pendiente general de 0.1% y máxima de 2.2%.

Se estima que históricamente los Bañados del Río Saladillo poseían una superficie apro-

ximada de 30.000 ha (Coconier, 2005). Este humedal se localiza en la ecorregión pampeana donde predominaban hábitats de pastizales y restos de espinal. Sin embargo, los principales usos de la tierra que hoy en día rodean los Bañados son agricultura, ganadería, y áreas utilizadas para la recreación y turismo (Di Giacomo, 2005). Las lagunas y bañados que componen el sistema del Saladillo son alimentadas principalmente por el Río Cuarto, que discurre en dirección SE-NE (que luego tomará el nombre de Saladillo). También recibe las aguas provenientes del suroeste que son canalizadas desde los Bañados de Tigre Muerto, a través del canal Devoto. Estas aguas, luego de pasar por una cadena de lagunas entre las que se destacan: Las Acollaradas, La Santa Ana, El Camoatí, La Helvecia, La Terita, La Dulce, La Salada Chica y La Salada Grande (Casañas, 2004); El Señuelo y La Brava, cruzan la Ruta Nacional N.º 8 y llegan a los Bañados del Saladillo. Estos conforman una planicie extensa de origen fluvial, que en épocas normales es una zona de circulación de agua hacia el Río Saladillo, mientras que en los momentos de grandes aumentos de caudal funciona como tapón provocando un aumento de las superficies inundadas. Los sedimentos provenientes del Río Cuarto, y arroyos como el de Chazón y Chucul que aportan al sistema crean en determinadas épocas, especialmente primavera y verano, un hábitat propicio para la alimentación de muchas especies de aves acuáticas (Casañas, 2004).

Estos bañados representan una enorme área de cría, alimentación y descanso invernal de numerosas especies de aves acuáticas, muchas de ellas migratorias demostrando su relevancia a nivel mundial (Casañas, 2004). Pese a ser considerados de gran importancia, los Bañados del Río Saladillo no poseen ninguna figura de protección que permita conservar porciones representativas de estos humedales para asegurar una mínima superficie de hábitat disponible para las aves y la vida silvestre en general (Coconier, 2005).

Análisis de imágenes satelitales

La teledetección ha resultado una herramienta particularmente apta para el estudio de

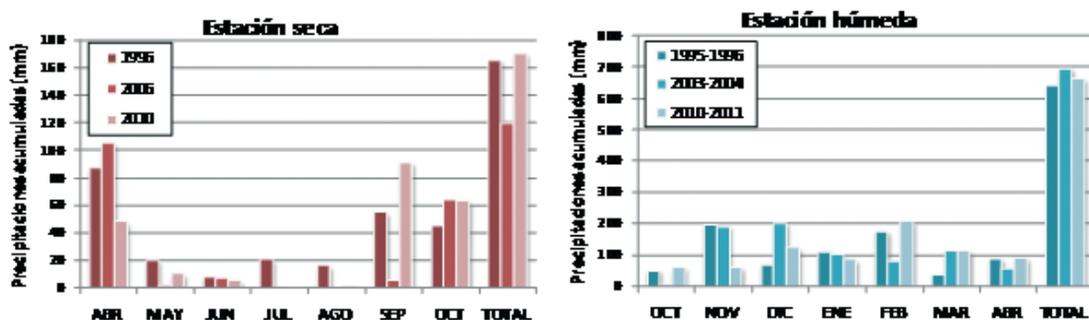


Figura 2. Lluvias acumuladas en los seis meses previos a la adquisición de las imágenes analizadas para la estación seca (izquierda) y húmeda (derecha). Se representan siete meses debido a las diferencias en las fechas de adquisición de las imágenes pero el total corresponde a la sumatoria acumulada en los seis meses previos a la fecha de la imagen de cada período.

Tabla 1. Imágenes analizadas para la estación húmeda y seca para monitorear la superficie inundada en la región de los Bañados del Saladillo en el sudeste de Córdoba, Argentina. Entre paréntesis se mencionan las lluvias acumuladas en los seis meses previos a la fecha de la imagen, valor utilizado como criterio para su selección para obtener imágenes comparables

	Estación seca (entre 100 y 200 mm)	Estación húmeda (entre 600 y 700 mm)
Período 1: Antes de las canalizaciones principales	Del 04/11/1996	Del 10/04/1996
Período 2: Después de las principales canalizaciones	Del 15/10/2006	Del 15/03/2004
Período 3: Situación reciente	Del 26/10/2010	Del 04/04/2011

un fenómeno, cuyo objeto de estudio es un cuerpo de la superficie terrestre (agua en el caso de los humedales) de fácil discriminación espectral (Degioanni *et al.*, 2002a). Por ello, la teledetección por satélite puede ser apropiada para analizar humedales, la pérdida de ellos en el tiempo y el seguimiento en torno a usos de la tierra, pudiendo con esta herramienta incluso monitorearlos estacional o anualmente (Ozesmi y Bauer, 2002).

Por ello, para este trabajo utilizamos imágenes satelitales de los Bañados del Río Saladillo a partir de la base de imágenes disponibles en el Instituto Nacional de Pesquisas Espaciales de Brasil (www.inpe.br). De allí se escogieron las que poseían la mínima cobertura de nubes, para que no afecte a las mediciones en la región de interés. Se seleccionaron imágenes del satélite LANDSAT 5 TM WRS 228/083 de diferentes años (INPE, 2011) para cubrir el período 1996-2011. Se seleccionó en períodos de 4 a 5 años una imagen de finales de la estación seca (septiembre-octubre) y otra de finales de la estación húmeda (marzo-abril) (Degioanni *et al.*, 2002a). Se consideró adqui-

rir imágenes comparables respecto a los registros pluviométricos correspondientes a seis meses anteriores de la fecha de adquisición de la imagen (Figura 2). Esto contribuyó a detectar eventuales interferencias con otros factores que puedan modificar la condición de los Bañados. Los registros pluviométricos mensuales de la zona de estudio desde 1996 hasta 2011 fueron obtenidos a partir de Climate Explorer: time series (www.climexp.knmi.nl), para buscar y seleccionar las imágenes satelitales más adecuadas en años con precipitaciones que estuvieran dentro de los valores promedio para la región (Tabla 1). A partir de las imágenes disponibles para años comparables, se seleccionaron tres períodos a analizar: período 1 (previo a las grandes inundaciones de fines de la década y a las canalizaciones principales de comienzos del 2000); período 2 (posterior a las principales canalizaciones en el área); y período 3 (período más reciente, posterior a la ruptura y desborde del canal del río Cuarto).

De las imágenes seleccionadas se generaron sub escenas correspondientes al área de estudio. La imagen de fecha más reciente (marzo

Tabla 2. Cantidad de píxeles y superficie aproximada tomados como muestra para las diferentes clases de cobertura en cada imagen, con el fin de obtener clasificaciones comparables para los diferentes períodos. La superficie para cada clase se seleccionó a partir de su frecuencia relativa promedio en el área de estudio y los datos de la tabla representan los valores promedio utilizados para la clasificación de todas las imágenes analizadas. Los datos de la tabla corresponden a una imagen de la región e los Bañados del Saladillo de comienzos de abril de 2011 en la porción sudeste del área de estudio

Clases muestreadas	Píxeles	Superficie (ha)	Color
Agua	20.000	1.800	Azul
Agricultura	250.000	22.500	Anaranjado
Pastos o vegetación natural	100.000	9.000	Verde
Barro o áreas inundables	20.000	1.800	Marrón

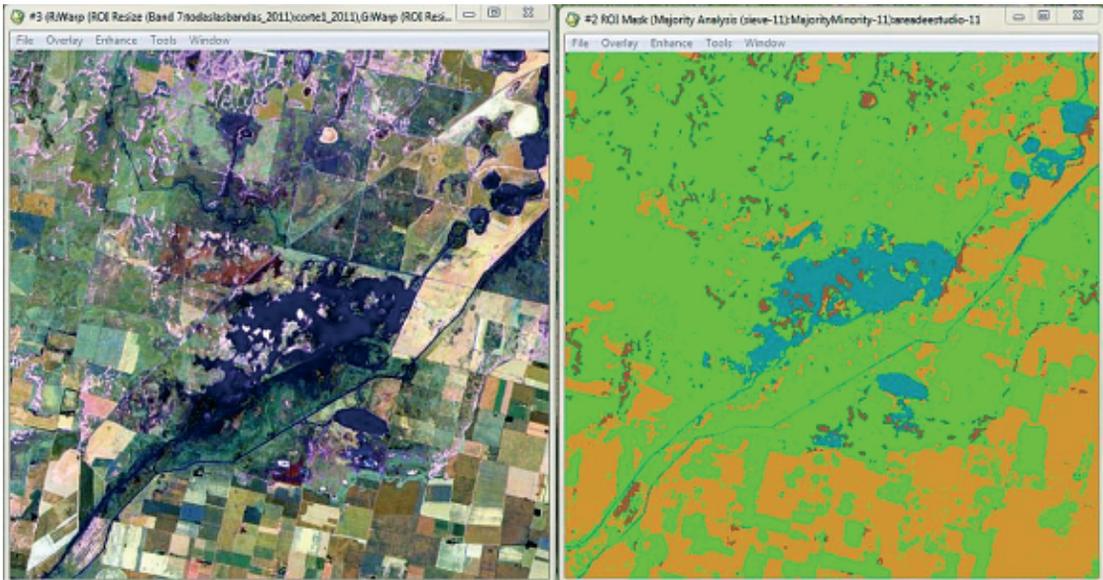


Figura 3. Ejemplo del resultado de la clasificación supervisada (derecha) de una imagen RGB 752 TM 04/04/2011 (izquierda) utilizando las siguientes categorías de cobertura del suelo: agua, agricultura, pastos o vegetación natural, y barro o áreas inundables (ver colores de referencia en Tabla 2); y el método de máxima verosimilitud. La imagen mostrada corresponde a la región de los Bañados del Saladillo de comienzos de abril de 2011 en la porción sudeste del área de estudio.

de 2011) se georreferenció a partir de 50 puntos de GPS tomados en el terreno en lugares que pudieran ser reconocibles en la imagen (cruces de rutas, puentes, etc.) (Degioanni *et al.*, 2002a). Las otras imágenes fueron coregistradas con esta imagen con un error medio cuadrático de la transformación menor a un píxel (30×30 m) de manera de reducir potenciales errores de superposición. En este estudio se utilizaron las aplicaciones ENVI 4.8 (ITT, 2010) y ArcMap 10 (ESRI, 2010).

Para la clasificación de las imágenes en las coberturas de suelo de interés se definieron diferentes tamaños y números de campos de en-

trenamiento para cada imagen independientemente para que no fueran necesarias correcciones radiométricas (Song *et al.*, 2001). Mediante el análisis visual de la composición RGB 752, se establecieron 4 clases de muestreo que representan: agua; barro o áreas inundables; pastos y vegetación natural; y agricultura (Degioanni *et al.*, 2002a) (Tabla 2). Se clasificaron supervisadamente usando el método de asignación de máxima verosimilitud. Mediante este método se obtuvo un mapa de las áreas cubiertas por los Bañados y otros usos de la tierra para la estación seca y húmeda en los diferentes períodos estudiados (Figura 3).

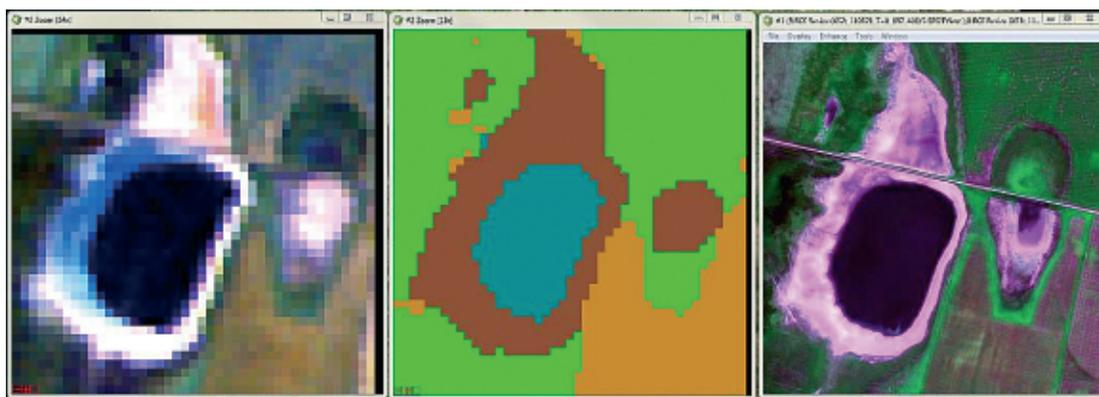


Figura 4. Ejemplo de la vista de una laguna en una composición RGB752 de la imagen Landsat 5 TM (30 m de resolución; izquierda), el resultado de la clasificación supervisada (centro, referencias de los colores en Tabla 2) y la misma laguna vista con una imagen del satélite SPOT 5 (2,5 metros de resolución; derecha) utilizada para estimar el error de clasificación en el período analizado más reciente (marzo-abril 2011).

Postclasificación y validación

La post clasificación se realizó mediante las herramientas Sieve classes y Majority/Minority Analysis de ENVI para eliminar puntos no clasificados, para disminuir el efecto de granulado y eliminar píxeles sueltos de las diferentes clases. Se guardó las imágenes con el formato Erdas Imagine para luego analizarlas con ArcMap10 (ESRI, 2010).

Para obtener una estimación del error asociado a las clasificaciones realizadas y poder estimar la confiabilidad de los resultados se utilizó un método alternativo de validación a partir de imágenes satelitales de alta resolución (Izquierdo *et al.*, 2008). Se presentó un proyecto de trabajo a la organización Planet Action (www.planet-action.org), mediante la cual se accedió a una imagen del satélite SPOT 5 de 2,5 m de resolución espacial, con fecha de adquisición 21/03/2011, fecha cercana a la correspondiente a la clasificación del último período analizado (estación húmeda 04/04/2011). Esta imagen fue corregistrada de la misma manera que las imágenes clasificadas e interpretada visualmente para el proceso de validación (Figura 4).

Se creó una grilla de puntos ubicados al azar en la parte del área de estudio cubierta por la imagen SPOT. Esta grilla fue de 35 puntos generados sobre superficies clasificadas como agua y 99 puntos en áreas clasificadas como otro uso de la tierra. Previamente, se eliminaron aquellos puntos que hubiesen quedado lo-

calizados a una distancia menor a 60 metros del borde (entre una zona de agua y «no agua») para evitar contabilizar errores que pudieran deberse a las diferencias de resolución entre las imágenes y a los errores de corregristo. Luego se observaron los puntos seleccionados en la imagen SPOT para corroborar si correspondían a agua o no, es decir si eran correctos e incorrectos, para luego calcular los porcentajes de la validación. También se calculó el Índice Kappa considerando la diferencia entre la proporción de acuerdo observado y la proporción de acuerdo esperado por azar.

Análisis de cambios en la superficie y fragmentación

Con la extensión PatchGrid para ArcMap10 (Rempel *et al.*, 2008) se analizaron índices cuantitativos de ecología de paisajes aplicados a nivel de fragmento de hábitat (Vilá Subiros *et al.*, 2006). En este caso, los fragmentos o parches de hábitat estuvieron representados por las lagunas y superficies cubiertas por agua, ya que el análisis se realizó desde la perspectiva de las aves acuáticas que corresponden a un grupo biológico de los más emblemáticos en cuanto la importancia de conservación de este sitio (Casañas, 2004). De esta manera se evaluó el cambio en aspectos básicos relacionados a la disponibilidad y fragmentación del hábitat de estas aves a lo largo del tiempo, considerando lo sucedido antes y después de las

canalizaciones de los Bañados tanto para las épocas lluviosas como secas. Entre el conjunto de índices disponibles, se calcularon los siguientes: área cubierta por lagunas; número total de lagunas; tamaño promedio de lagunas; desviación estándar del tamaño promedio de lagunas (medida de la variabilidad de tamaños de las lagunas); total de costa (sumatoria del perímetro del borde a nivel de laguna en todo el paisaje); y trayecto promedio entre lagunas (promedio de la distancia al fragmento de la misma clase más próximo). Para los índices de tamaño promedio de lagunas y distancia promedio entre lagunas, utilizamos comparaciones no paramétricas (test de Kruskal-Wallis y comparación múltiple simultáneas a posteriori de efectos relativos; Sokal y Rohlf, 1995; Konietschke 2013) para observar si los cambios ocurridos en cada estación fueron significativos en comparación con periodo inicial analizado (período 1). Los análisis estadísticos fueron realizados con el programa R (R Development Core Team, 2012).

Resultados

El porcentaje de concordancia entre puntos correspondientes a zonas cubiertas por agua en la imagen de alta resolución con los puntos clasificados como agua para la estación húmeda del 2011 fue del 90,6%. Por otro lado, el porcentaje de concordancia entre puntos clasificados como no agua sobre el total de puntos escogidos al azar clasificado como no agua fue del 93,6%. Esto resulta en una concordancia media del 92,1 demostrando que se obtuvo una clasificación relativamente precisa. Considerando que el mismo método de clasificación fue utilizado en ambas estaciones de los tres periodos analizados, podemos asumir que un error similar estaría asociado a las otras clasificaciones y, por lo tanto, cambios menores o de alrededor del 8% deben ser interpretados con precaución ya que podrían deberse principalmente a errores de clasificación. Al calcular el Índice de Kappa ($Kappa = 0,817$, $ES = 0,059$), este índice ratifica nuestra validación ya que la fuerza de concordancia es muy buena, siguiendo los criterios sugeridos por Lopez de Ullibarri Galparsoro y Pita Fernández (1999).

De manera cuantitativa se observa que entre el período 1 y 2 cuando las mayores canalizaciones fueron realizadas, el área total cubierta por lagunas disminuyó drásticamente en ambas estaciones (seca y húmeda, Figura 5a). Si bien entre el período 2 y 3 se ve una leve tendencia de incremento, en ninguna de las dos estaciones se llegó nuevamente a las más de 12000 ha de superficie cubierta por agua (Figura 5a). Del mismo modo, el número total de lagunas disminuyó de manera marcada en ambas estaciones entre los primeros periodos analizados (Figura 5b). En el período posterior se produjo un aumento hacia el 2010-2011, pero al igual que la superficie inundada la cantidad de lagunas se mantuvo por debajo de los valores iniciales. Para la estación seca en el último periodo el número de lagunas se asemeja a los valores del primer periodo (Figura 5b).

Las lagunas y cuerpos de agua, en promedio siempre fueron mayores en la estación húmeda respecto a la estación seca, pero el tamaño promedio de lagunas se redujo a lo largo de todo el período de estudio en ambas estaciones (Figura 5c; test de Kruskal-Wallis para estación seca: $x^2 = 21,79$, $gl = 2$, $p < 0,001$; para estación húmeda: $x^2 = 4,68$, $gl = 2$, $p = 0,095$). Si bien el valor promedio final de tamaño de lagunas fue menor en el último período respecto a los anteriores (Figura 5c), las diferencias más significativas en los tamaños de lagunas fueron observadas entre los periodos 1 y 2 para ambas estaciones (comparaciones múltiples respecto al período 1: período 1 vs 2 en estación seca: $F = 0,069$, $p < 0,001$, en estación húmeda: $F = -0,013$, $p = 0,06$; periodos 1 vs. 3 en estación seca: $F = -0,013$, $p = 0,1$; en estación húmeda: $F = -0,002$, $p = 0,95$). En concordancia con el resultado anterior, la variabilidad en el tamaño de las lagunas se observa que éste ha disminuido marcadamente desde el período 1 hacia el período 2, tanto en estación seca como en húmeda; y se produjo un leve aumento hacia 2010-2011 pero sin recuperar la variabilidad encontrada inicialmente (Figura 5d).

En cuanto a la distancia entre lagunas, se observó que en promedio esta distancia siempre fue mayor en la estación húmeda que en la estación seca, aumentando bruscamente en ambas estaciones desde 1996 al 2006 (Figura 5e;

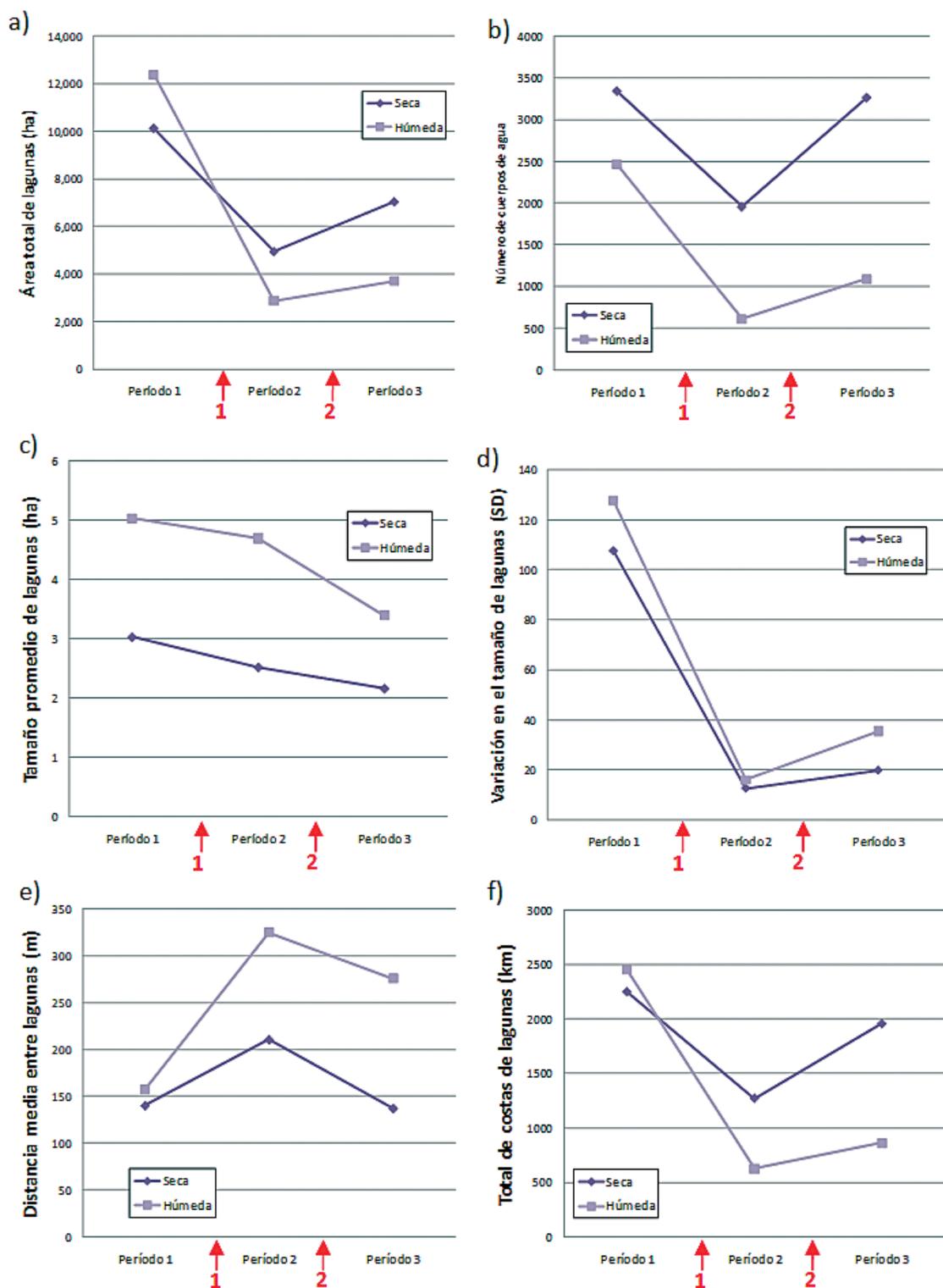


Figura 5. Índices cuantitativos de paisaje: a) Área total de lagunas; b) cantidad de lagunas; c) Tamaño promedio de lagunas; d) variación del tamaño promedio de lagunas medido a través de la desviación estándar (SD); e) Distancia promedio entre lagunas; f) total de costas de lagunas de los Baños del Río Saladillo. Las flechas rojas indican: 1) creación de los principales canales; y 2) ruptura del canal del Cuarto.

test de Kruskal-Wallis para estación seca: $x^2 = 159,83$, $gl = 2$, $p < 0,001$, período 1 vs. 2: $F = -0,03$, $p < 0,001$; para estación húmeda: $x^2 = 21,49$, $gl = 2$, $p < 0,001$, período 1 vs. 2: $F = -0,027$, $p = 0,003$), con una tendencia en descenso hacia el 2010-2011 (Figura 5e; para estación seca: período 1 vs. 3: $F = -0,012$, $p = 0,059$; para estación húmeda: período 1 vs. 3: $F = 0,017$, $p = 0,04$). Mientras que en la estación seca la distancia promedio se acercó a los valores observados en 1996, en la estación húmeda las lagunas siguieron estando más alejadas entre sí que en el período inicial analizado (Figura 5e). Al igual que lo observado en la superficie cubierta por agua, la longitud de costas también disminuyó en ambas estaciones desde 1996 al 2004-2006, con una leve tendencia en aumento hacia el 2010-2011 luego de la ruptura del canal del Cuarto (Figura 5f).

Estos resultados se muestran también de manera cualitativa si observamos toda el área de estudio (Figura 6), pero particularmente para la región atravesada por los mayores canales en el sudeste de la misma (Figura 7).

Discusión

A través de este trabajo se pudo conocer la historia de los últimos 15 años y el presente de los Bañados del Río Saladillo en el área central de Argentina por medio de teledetección. Ello nos permitió observar los cambios ocurridos en los últimos 15 años en esta importante área para la conservación de la biodiversidad, período durante el cual se llevaron adelante numerosas obras de canalización en la región con el fin de mitigar inundaciones. Mediante este análisis observamos la disminución de la superficie ocupada por agua (más del 50% en la estación húmeda y del 30% en la estación seca), la reducción tanto del número de lagunas como el tamaño de las mismas (principalmente en la estación húmeda), y la desaparición de más del 50% en estación húmeda de superficies del ambiente costero (Figuras 5 y 6), lo que significa una cuantiosa pérdida y fragmentación del hábitat para la biodiversidad acuática, en especial para las aves acuáticas de esta región (Herrera, 2011; Valdés, 2011). Estos cambios se observaron a

pesar de hacer las mediciones en imágenes que provienen de épocas con similares condiciones meteorológicas y precipitaciones equivalentes en los meses previos, apoyando la hipótesis de que las causas principales de estos cambios están asociadas a las actividades de canalización y drenado de los Bañados (Brandolín *et al.* 2013).

Para la década del '90 el área analizada estaba cubierta por más de 10.000 ha de humedales a lo largo de todo el año, con al menos unas 2.000 ha más de superficie inundada en los meses de verano concentrados en grandes áreas inundadas en la región de los Bañados propiamente dichos al sudeste del área analizada (Figuras 5, 6 y 7). Para este período, Cantero *et al.* (1998) describen para los bañados del Saladillo una superficie aproximada de 30.600 ha con alrededor de 675 ha de lagunas permanentes (*i.e.* inundadas todo el año). Si bien estos valores no son comparables a los analizados en este trabajo debido a las diferencias metodológicas (se desconoce el área sobre la que estos autores estiman la superficie ocupada por humedales), es importante destacar que ellos apoyan lo observado aquí respecto a grandes superficies cubiertas por agua y de una importante variación estacional en la superficie de los Bañados. En el presente trabajo lo que observamos tanto en el análisis cualitativo como cuantitativo de las imágenes satelitales, es que luego de las canalizaciones esta variación anual entre estación seca y húmeda se vio reducida, y la distribución y superficie de los humedales de la región en la estación húmeda se parecen cada vez más a la estación seca. Por lo tanto, las canalizaciones permitieron no sólo controlar posibles inundaciones de áreas productivas como fue su intención inicial, sino también propiciaron el avance de la actividad agrícola sobre áreas que antiguamente eran parte del sistema de humedales que se inundaban cada año durante la estación lluviosa (Brandolín *et al.*, 2013). Estas áreas inundadas cada verano, ofrecían una importante diversidad de ambientes y hábitat para aves playeras (en especial las migratorias que arriban en la estación húmeda), vadeadoras y zambullidoras (Canevari *et al.*, 1991), que en el presente ven sumamente reducida la disponibilidad de su hábitat.

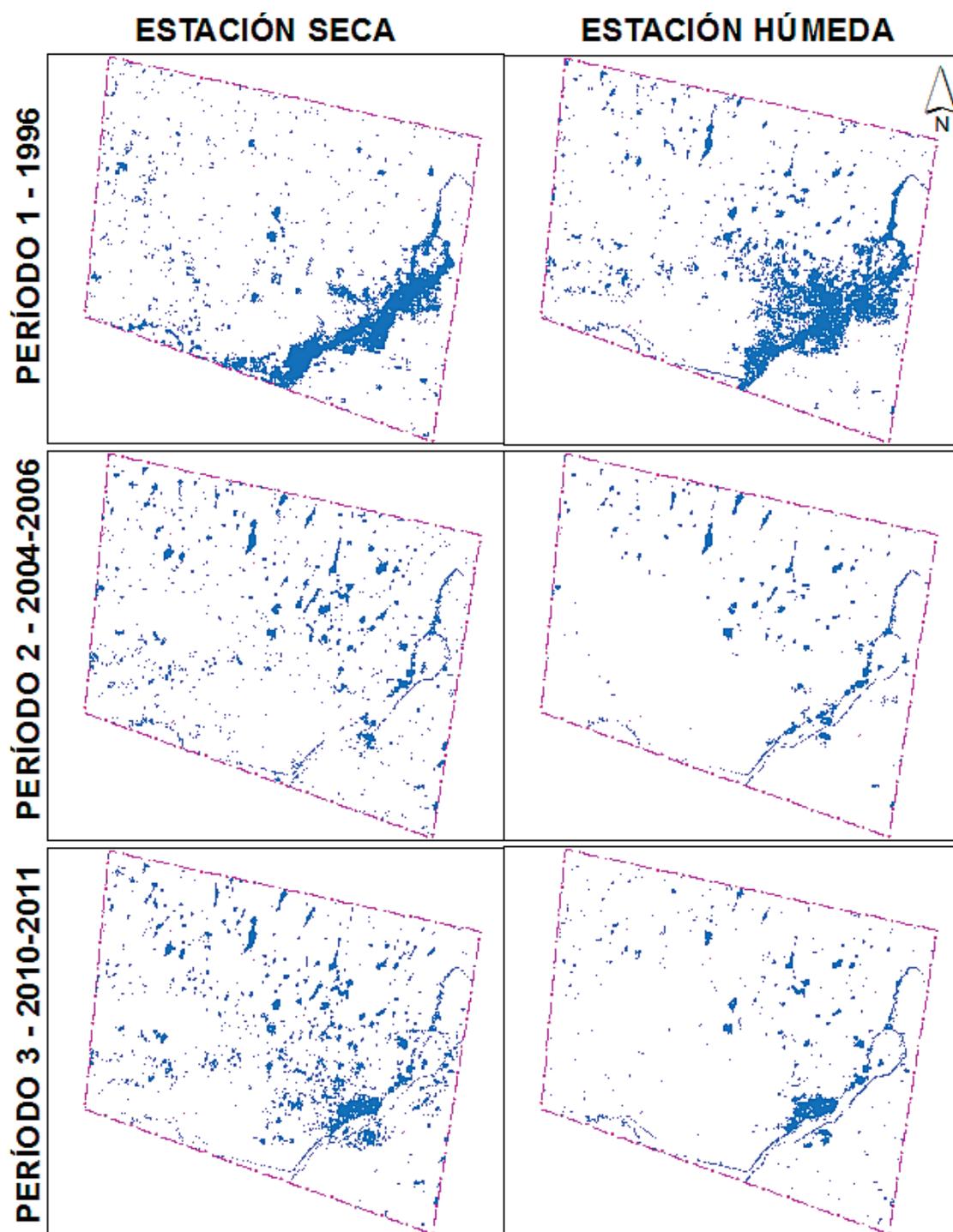


Figura 6. Distribución de las lagunas y humedales de la región de los Baños del Saladillo en la estación seca (izquierda) y húmeda (derecha) para los tres períodos analizados (período 1, 2 y 3).

Los mayores cambios que se observaron en el presente análisis ocurren entre el primer y segundo período (Figuras 5 y 6), coincidiendo con el desarrollo de las mayores obras de infraestructura por parte del gobierno provincial

entre los años 2002 y 2003: el canal de La Brava y el canal del río Cuarto. Estas obras, sumadas a canalizaciones menores realizadas por propietarios privados (Cuello *et al.*, 2003; Maldonado *et al.*, 2005), llevaron no sólo a la pér-

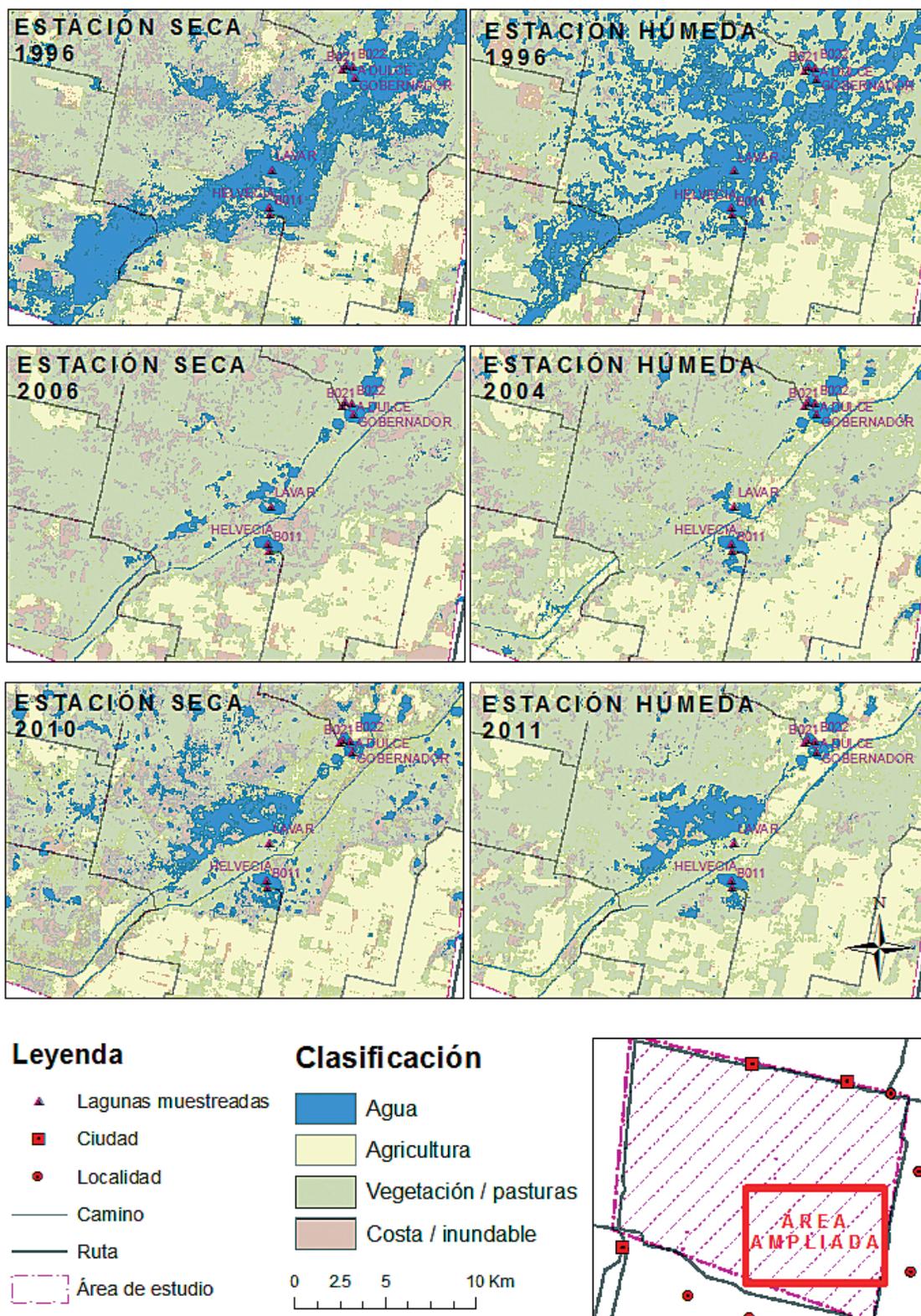


Figura 7. Detalle de la evolución del área ocupada por humedales región específica de los Baños del Río Saladillo en el sudeste del área de estudio. Se puede observar el área inundada en el período más reciente a causa de la rotura del canal principal.

didada de superficie de humedales, sino también a la disminución en el número y tamaño de las lagunas, lo que se reflejó en una marcada caída en la heterogeneidad de ambientes disponibles para las aves (Figura 5d). A ello se le suma el aumento del aislamiento entre lagunas a partir del aumento de la distancia entre las mismas y la reducción en la superficie cubierta por ambientes costeros, causado posiblemente no sólo por la pérdida de humedales sino también porque las lagunas al disminuir de tamaño toman forma circular (Castro Nogueira, 2002). Todos estos cambios fueron más marcados y evidentes en las imágenes correspondientes a la estación húmeda, mientras que en la estación seca los cambios más claros fueron la disminución en superficie de humedales y la pérdida de heterogeneidad en los tamaños de las lagunas presentes. Tanto para el número de cuerpos de agua y total de zona costera para la estación seca los valores de los últimos años se asemejan a los valores iniciales. En cambio para la estación húmeda todos los parámetros analizados no igualan a los valores iniciales. Para la biodiversidad existente en el área sería de suma importancia que los valores de estos parámetros se recuperaran. Entre los años 2004-2006 y el período más reciente (2010-2011), no se observan cambios tan marcados y, a pesar de que en promedio las lagunas siguen disminuyendo de tamaño, en general se observa una recuperación en los diferentes parámetros analizados (Figuras 5 y 7), pero nunca a valores cercanos a los observados en el período previo a las canalizaciones principales. Parte de estos resultados pueden deberse a que entre estos años ocurrió una ruptura del canal del río Cuarto, generando una extensa área inundada en el sector sudeste (Figura 7).

A pesar de los claros patrones encontrados, es importante destacar las limitaciones de la metodología empleada. Debido a la dependencia que tienen estos humedales al régimen de precipitaciones (Neiff, 2001a; Bó *et al.*, 2002; Malvárez, 2004), una limitante importante es obtener imágenes satelitales comparables para su análisis. Si bien se realizó un cuidadoso análisis de las precipitaciones acumuladas en los seis meses previos a cada imagen, se observó que la presencia de agua en muchas de las lagunas temporarias de la región podría de-

berse a condiciones climáticas más próximas en el tiempo y no al valor acumulado de lluvias. Por ejemplo, eso podría explicar los patrones observados en los períodos 2 y 3, donde la estación seca presenta superficies inundadas mayores a la estación húmeda (Figuras 5 y 6) y que la distancia promedio entre lagunas sea mayor en la estación húmeda que en la estación seca. Por este motivo, para futuros análisis se recomienda hacer una base de datos con las imágenes satelitales disponibles e incorporar más criterios en cuanto a las precipitaciones de manera de no sólo considerar las lluvias acumuladas sino también las lluvias ocurridas en los días previos a la captura de la imagen.

La fragmentación y pérdida de hábitat son las causas más importantes de pérdida de biodiversidad en el mundo (Grez *et al.* 2006). Los procesos de degradación ecológica que han sufrido los humedales se han acelerado e intensificado en las últimas décadas como consecuencia del avance de la frontera agrícola y otros cambios en el uso de la tierra asociados al aumento de la población, la sobreexplotación de los recursos naturales y el desarrollo tecnológico (Brönmark y Hansson en 2002; Saunders *et al.* 2002; O'Connell 2003)). Los ecosistemas acuáticos se hallan entre los más productivos y de mayor importancia ecológica del planeta. Esto se debe a que poseen una elevada productividad y que desempeñan un importante papel funcional en numerosos fenómenos y procesos de la naturaleza, además albergan una biota particularmente rica y abundante tanto en especies vegetales como animales dando sustento a una de las concentraciones de especies silvestres más grandes del mundo (Escobar *et al.* 2008). A su vez, se ha demostrado que los humedales, incluso aquellos de tamaño reducido, son de extrema importancia para la conservación de biodiversidad porque existe entre ellos conectividad para la fauna, siendo éste un elemento fundamental a tener en cuenta para la toma de decisiones sobre conservación (Gibbs 2000; Kusch *et al.* 2008).

Por otro lado, las inundaciones constituyen una problemática social ya que pueden afectar extensas áreas rurales que quedan temporalmente inutilizadas, y pueden producir daños en

la infraestructura, interrupción de las vías de comunicación e incluso la inundación de localidades y evacuación de personas (Cuello *et al.*, 2003; Degioanni *et al.*, 2002b; Maldonado *et al.*, 2005). Sin embargo, la canalización sin una adecuada planificación puede generar grandes daños ambientales y la pérdida de numerosos ambientes naturales como se observó en este trabajo. Por otra parte, en traspaso de agua desde zonas con actividades agrícolas hacia los humedales, pueden producir problemas de contaminación por fertilizantes u otros agroquímicos, y afectar además la estructura y funcionamiento de los sistemas naturales superando los límites de asimilación de nutrientes y contaminantes, y producir la eutrofización de los cuerpos de agua, entre otras problemáticas (Neiff 2001b; Montico, 2002; Pérez y Navarrete Le Blas, 2004; Rodrigues Capitulo *et al.*, 2010). En países desarrollados como los Estados Unidos, existen casos emblemáticos (*Everglades*, sur de Florida) donde debido a la necesidad de proveer protección contra las inundaciones y mantener fuentes de agua para la creciente población humana, a principios del siglo 20 se construyeron diversos diques, canales y sistemas de esclusas que alteraron el funcionamiento natural de los humedales. Actualmente y debido al creciente interés ambiental y de conservación del agua, en esta región se ha comenzado con un plan (CERP, *Comprehensive Everglades Restoration Plan*) para restaurar la cantidad, calidad, hidroperíodo y distribución del agua a un estado original (Johnson *et al.* 2007). Actualmente el 30% de la superficie original de los *Everglades* ha sido transformado para agricultura o el desarrollo urbano, el resto de la superficie pertenece al Estado en forma de Áreas de Conservación de Agua (*WCAs*, por sus siglas en inglés) (Richardson 2009). Programas de restauración de esta magnitud y sus mecanismos de seguimiento asociados son hoy posible gracias a que en las investigaciones se ha sumado el uso de imágenes satelitales, que permiten realizar un monitoreo preciso de la cobertura vegetal y cambios en el uso de la tierra (Ortiz 2000).

La región de los Bañados del Saladillo representaba una importante fuente de biodiversidad nativa para el área central de Argentina (Casañas, 2004). Las canalizaciones han sido

la mayor intervención del hombre en este paisaje natural, que han llevado a una pérdida sustancial de cuantiosos humedales que afectaron aproximadamente al 70% del área inundada en la estación húmeda y un 30% en la estación seca. Junto con la pérdida ambiental y de biodiversidad, se han perdido representaciones sociales y actividades culturales que tenían que ver con la identidad de los pueblos adaptados a la vida en comunión con las lagunas y bañados (Ramsar, 1971; Montenegro *et al.*, 2009). Además esta pérdida cultural afecta al ambiente en sí mismo, ya que las generaciones futuras perderán su vínculo con los ambientes naturales (Josens *et al.*, 2009; Perotti *et al.*, 2005; Sarriás *et al.*, 1996).

De esta manera, los resultados de este trabajo destacan la necesidad de planificación de las canalizaciones y uso del territorio en el centro de Argentina, que sea compatible con la conservación de la biodiversidad en ambientes rurales, primando la protección de relictos de hábitat natural y apuntando al desarrollo de valiosos corredores biológicos especialmente para las aves de estos humedales. Proteger los humedales de la región permitirá además la continuidad de los procesos y funciones que cumplen, y viabilizará la supervivencia de muchas formas de vida adaptadas a estos ecosistemas peculiares. La teledetección puede ser una herramienta clave para la planificación de medidas de manejo y ordenamiento territorial en esta región, así como para el monitoreo futuro de estos ambientes (Degioanni *et al.* 2002b).

Agradecimientos

Este trabajo fue realizado gracias al apoyo de la Asociación Civil Amigos para la Conservación de las Aves; la Cátedra de Ecología del Departamento de Ciencias Naturales de la Facultad de Ciencias Exactas, Físico Químicas y Naturales de la Universidad Nacional de Río Cuarto; BirdLife International; y Aves Argentinas. Las licencias de software fueron obtenidas gracias al apoyo de la Sociedad de SIG para la Conservación (SCGIS) en coordinación con ESRI e ITT Visual Information Solutions. Las imágenes satelitales SPOT fueron provistas por Planet Action.

Referencias

- ALVARADO-QUESADA, G. M. 2006. Conservación de las aves acuáticas de Costa Rica. *Brenesia* 66: 49-68.
- ANDRADE, L. M. E., & BENÍTEZ, H. 2004 *Los Humedales de la Sabana de Bogotá: Área Importante para la Conservación de las Aves de Colombia y el Mundo*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia, 38 págs.
- BARBIER, E., ACREMAN, M., & KNOWLER, D. 1997. *Valoración económica de humedales. Guía para decisores y planificadores*. Oficina de la Convención de Ramsar. Gland, Suiza, 155 págs.
- BÓ, R. F., QUINTANA, R. D., & MALVÁREZ, A. I. 2002. El uso de las aves acuáticas en la región del Delta del Paraná. En: Blanco, D. E.; Beltrán, J. & De La Balze, V. (Eds.). *Primer taller sobre la caza de aves acuáticas. Hacia una estrategia para el uso sustentable de los recursos de los humedales*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands: 93-107.
- BRANDOLIN, P. G., & ÁVALOS, M. A. 2012. Bañados del Río Saladillo ¿un paraíso perdido? *Aves Argentinas, Revista de Naturaleza y Conservación* 33: 14-19.
- BRANDOLIN, P. G., ÁVALOS, M. A., & DE ANGELO, C. 2013. The impact of flood control on the loss of wetlands in Argentina. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 23: 291-300.
- BRÖNMARK C., & HANSSON, LA. 2002. Environmental cues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environmental Conservation* 29: 290-306.
- CANEVARI, M., CANEVARI, P., CARRIZO, G. R., HARRIS, G., & RODRÍGUEZ MATA, J. 1991. *Nueva guía de las aves argentinas*. Tomo I y II. Fundación ACINDAR, Buenos Aires, Argentina, 410 pp. y 497 pp., respectivamente.
- CANEVARI, P., BLANCO, D., BUCHER, E., CASTRO, G., & DAVINSON, I. (Eds.) 1998. *Los humedales de la Argentina*. Wetlands International, Publ. 46: 1-208.
- CANTERO, A., CANTÚ, M., CISNEROS, J. M., CANTERO, J. J., BLARASIN, M., DEGIOANNI, A., GONZÁLEZ, J., BECERRA, V., GIL, H., DE PRADA, J., DEGIOVANNI, S., CHOLAKY, C., VILLEGAS, M., CABRERA, A., & ERIC, C. 1998. *Las tierras y aguas del sur de Córdoba. Propuestas para un manejo sustentable*. Universidad Nacional de Río Cuarto, 119 págs.
- CANZIANI, S. M., DERLINDATI, E. J., TÁLAMO, A., SUREDA, A. L., TRUCCO, C. E., & NICOLLOSI, G. 2001. Waterbird richness in Altiplano Wetlands of Northwestern Argentina. *Waterbirds* 24(1): 103:117.
- CASAÑAS, H. 2004. Bañados del Río Saladillo: Un Valioso Humedal Del Sur Cordobés. *Naturaleza y Conservación* 14: 22-25.
- CASTRO NOGUEIRA, H. 2002. *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos*. Consejería del Medio Ambiente, Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales, Junta de Andalucía. Sevilla, España. 248 págs.
- CELIS, J. 2006. Humedales y Biodiversidad. *Ciencia ahora* 9(18): 25-31.
- COCONIER, E. G. 2005. *Aves acuáticas en la Argentina*. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires. 137 págs.
- CUELLO, P., RECCA, L., & RISSO, R. 2003. Inundaciones, un problema ambiental en el sureste de Córdoba y noreste de La Pampa. *Anuario de la Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional de La Pampa* 5: 39-64.
- DEGIOANNI, A., REYNERO, M., CISNEROS, J., & CANTERO, A. 2002a. Batimetría de lagunas mediante teledetección: ajustes de un modelo empírico en el sureste de Córdoba, Argentina. *Revista de Teledetección* 17: 89-95.
- DEGIOANNI, A., CAMARAS, A., BELMONTE, A., CISNEROS, J., MARCOS, J., & CANTERO, A. 2002b. Las Inundaciones en el SE de Córdoba (Argentina) y las Tecnologías de Información Geográfica: Ejemplos de Aplicación. *Serie Geográfica* 10: 143-169.
- DI GIACOMO, A. S. 2005. *Áreas importantes para la conservación de las aves en la Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad*. Temas de Naturaleza y Conservación 5. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, 514 págs.
- ESCOBAR, E., MAASS, M., et al. 2008. Diversidad de procesos funcionales en los ecosistemas, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 161-189.
- ESRI. 2010. ArcGIS versión 10. Environmental Systems Research Institute, Redlands, Estados Unidos.
- FICH-UNL. 1999. *Vulnerabilidad de los recursos hídricos en el Litoral-Mesopotamia*. Tomo I. Actividades habilitantes para la segunda comunicación Nacional del Gobierno de la República Argentina a las partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. TF51287/AR. Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe, Argentina. 670 págs.
- GIBBS, J. R. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14: 314-317.
- GREZ, A., SIMONETTI, J., & BUSTAMANTE, R. (2007). Biodiversidad en Ambientes Fragmenta-

- dos de Chile: Patrones y Procesos a Diferentes Escalas. *Ciencia e investigación agraria*, 34(2), 159.
- HARTIG, E. K., GORNITZ, V., KOLKER, A., MUSHACKE, F., & FALLON D. 2002. Anthropogenic and climate-change impacts on salt marshes of Jamaica Bay, New York city. *Wetlands* 22: 71-89.
- HERRERA, J. M. 2011. El Papel de la Matriz en el Mantenimiento de la Biodiversidad en Hábitats Fragmentados. De la Teoría Ecológica al Desarrollo de Estrategias de Conservación. *Ecosistemas* 20(2): 21-34.
- INPE,. 2011. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Ministerio da Ciencia, Tecnologia e Inovacao. Gobierno de Brasil. <http://www.inpe.br>.
- ITT. 2010. ENVI Versión 4.8. ITT Visual Information Solutions, Boulder (CO), Estados Unidos.
- IZQUIERDO, A., DE ANGELO, C., & AIDE, M. 2008. Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina: a test of the forest transition model. *Ecology and Society* 13(2): 3.
- JOHNSON, K. G., ALLEN, M. S., & HAVENS, K.E. 2007. A review of litoral vegetation, fisheries, and wildlife responses to hydrologic variation at Lake Okeechobee. *Wetlands* 27(1): 110-126.
- JOSENS, M. L., PRETELLI, M. G., & ESCALANTE, A. H. 2009. Censos de aves acuáticas en sus colonias reproductivas en lagunas del sudeste de la provincia de Buenos Aires. *Hornero* 24: 7-12.
- KONIETSCHKE, F. 2013. Package «nparcomp»: Perform multiple comparisons and compute simultaneous confidence intervals for the nonparametric relative contrast effects 2.0. R Project. Disponible en <http://cran.r-project.org/web/packages/nparcomp/index.html> (Fecha de acceso 6 Jun 2013).
- KUSCH, A., CÁRCAMO, J., & GÓMEZ, H. (2008). Aves acuáticas en el humedal urbano de Tres Puentes, Punta Arenas (53° S), Chile Austral. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 36(2), 45-51.
- LOPEZ DE ULLIBARRI GALPARSORO, I., & PITA FERNÁNDEZ, S. 1999. Medidas de concordancia: el índice de Kappa. *Cuadernos de Atención Primaria* 6: 169-171.
- MALDONADO, G., NATENZON, C., & CÓCCARO, J. M. 2005. *Algunos aportes teóricos metodológicos para el estudio de las inundaciones en el sur de la provincia de Córdoba*. Memoria Académica de las VII Jornadas de Investigación. Centro de Investigaciones Geográficas y Departamento de Geografía de la Facultad de Humanidades y Ciencias de la educación de la Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina, 17 págs.
- MALVÁREZ, A. I. 2004. *Consideraciones preliminares sobre un sistema nacional de clasificación e inventario de humedales*. Documentos del curso-taller «Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina». Ana Inés Malvárez Editora. Buenos Aires, 120 págs.
- MENGUI, M. 2000. *Reserva Natural de Fauna Laguna la Felipa (Ucacha, Córdoba): Un encuentro con el paisaje autóctono, sus ecosistemas y comunidades vegetales*. Departamento de Imprenta y Publicaciones de la UNRC.
- MITSCH, W., & GOSSELINK, J. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35: 25-33.
- MONTICO, S. 2002. Manejo Integrado de Cuenas Hidrográficas Rurales: Base para el Ordenamiento Territorial. *Revista Agromensajes* N° 7 (3), Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario, Argentina. Publicado online: <http://www.fcagr.unr.edu.ar/Extension/Agromensajes/07/4AM7.htm>.
- NEIFF, J. J. 2001a. Diversity in some tropical wetland systems of South America. En: B. Gopal, W.J. Junk & J.A. Davis (Eds.). *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys, Leiden, South Holland, the Netherlands. 157-186.
- NEIFF, J. J. 2001b. Humedales de la Argentina: sinopsis, problemas y perspectivas futuras. En: Cirelli, A.F. (Ed.): *El Agua en Iberoamérica. Funciones de los humedales, calidad de vida y agua segura*. Publ. CYTED, Madrid, España, 83-112.
- NEIFF, J. J., 1997. El Régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. Pp. 1-49 en: Malvárez, A.I. y P. Kandus (Eds.) *Tópicos sobre grandes humedales sudamericanos*. ORCYTMAB (UNESCO) 106p.
- O'CONNELL, M. J. 2003. Detecting, measuring and reversing changes to wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 11: 397-401.
- ORTIZ, S. 2000. *Monitoreo en el cambio de uso de la tierra en el área natural de manejo integrado Amboró (ANMIA), Bolivia*. Degree Dissertation. Santa Cruz-Bolivia.
- OZESMI, S. L., & BAUER, M. E. 2002. Satellite remote sensing of wetlands. *Ecology and Management Wetlands* 10: 381-402.
- PÉREZ, A. A., & NAVARRETE LE BLAS, F. 2004. *Lineamientos para la aplicación del enfoque ecosistémico a la gestión integral del recurso hídrico*. 1.ª edición, n.º 8, PNUMA/ORPALC, México, 2004, 112 págs.
- PEROTTI, M. G., DIÉGUEZ, M. C., & JARA, F. G. 2005. Estado del conocimiento de humedales del norte patagónico (Argentina): aspectos relevantes e importancia para la conservación de la biodiversidad regional. *Revista chilena de historia natural* 78: 723-737.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en www.R-project.org (Fecha de acceso 20 Apr 2012).

- RAMSAR, 1971. *Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas*. Ramsar, Irán.
- RAMSAR. 2000. Manuales RAMSAR para el uso racional de los humedales. Tomos 1-9.
- RAMSAR. 1971. Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. Ramsar, Irán.
- REMPEL, R. S., CARR, A. P., & KAUKINEN, D. 2008. Patch Grid extension for ArcMap Version 4.2. Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario, USA. Disponible en <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempel/patch> (Fecha de acceso 2 Mar 2012).
- RICHARDSON, C. J. 2009. The Everglades: North America's subtropical wetland. *Wetlands Ecology and Management*. doi: 10.1007/s11273-009-9156-4.
- RODRIGUES CAPÍTULO, A., GÓMEZ, N., GIORGI, A., & FEIJOÓ, C. 2010. Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia* 657(1): 53-70.
- SARRÍAS, A. M., BLANCO, D., & LOPEZ DE CASENAVE, J. 1996. Estructura en gremios de un ensamble de aves acuáticas durante la estación reproductiva. *Ecología Austral* 6: 106-114.
- SAUNDERS, D. L., MEEUWIG, J. J., & VINCENT, A. C. J. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology* 16(1): 30-41.
- SLUTZKY, D. 2004. *Los conflictos por la tierra en un área de expansión agropecuaria del NOA con referencia especial a la situación de los pequeños productores y a los pueblos originarios*. Versión ampliada de la ponencia presentada en las Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Regionales del NOA, Programa Interdisciplinario de Estudios Agrarios, Universidad Nacional de Salta, Salta, 41 págs.
- SOKAL, R. R., & ROHLF, F. J. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3 ed. W. H. Freeman and Company. New York, New York, USA. pp 887.
- SONG, C., WOODCOCK, C. E., SETO, K. C., LENNEY, M. P., & MACOMBER, S. A. 2001. Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects? *Remote sensing of environment* 75(2): 230-244.
- VALDÉS, A. 2011. Modelos de Paisaje y Análisis de Fragmentación: de la Biogeografía de Islas a la Aproximación de Paisaje Continuo. *Ecosistemas* 20(2): 11-20.
- VILA SUBIRÓS, J., LINDE, D. V., PASCUAL, A. L., & PALOM, A. R. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje. Una interpretación desde la geografía. *Documents d'anàlisi geogràfica* 48: 151-16.

Evaluación de productos de cubiertas del suelo en la península ibérica

A. Pérez-Hoyos y F. J. García-Haro

*Departament de Física de la Terra i Termodinàmica. Universitat de València.
c/ Dr. Moliner, 50. 46100 Burjassot*

Resumen

Existe una amplia variedad de productos de cubiertas del suelo a escala global y regional. Sin embargo éstos presentan grandes discrepancias entre ellos tanto técnicas como temáticas y no han sido validados convenientemente a escala regional. El objetivo de este trabajo consiste en evaluar cuatro de los productos más representativos y usados frecuentemente en la Península Ibérica, focalizando en España. Los productos seleccionados incluyen GlobCover, CORINE *land cover*, el MODIS *land cover* (MODISLC) y *Global land cover* (GLC2000). La metodología aplicada consiste en una validación directa utilizando como datos de referencia SIOSE (*Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo en España*) y una validación indirecta mediante la intercomparación entre los distintos productos. En la validación indirecta se ha aplicado una metodología basada en la lógica difusa, que permite acomodar las discrepancias temáticas entre productos y que complementa la comparación Booleana o convencional. Para ello se define una métrica que integra en una única magnitud el solapamiento entre leyendas en base a 9 atributos independientes recogidos en el *Land Cover Classification System* (LCCS). Los resultados de la comparación indirecta muestran que la combinación CORINE-GLC2000 posee los mejores acuerdos (59.0%) mientras que MODISLC y GlobCover presentan importantes restricciones en la Península Ibérica (20.9% de acuerdo en la combinación MODISLC-GlobCover). La comparación basada en la lógica difusa ha permitido minimizar el efecto de los errores temáticos debido a las diferencias en la definición de las leyendas y detectar zonas que aunque *a priori* se consideren de desacuerdo están muy próximas temáticamente. Finalmente la validación directa ha demostrado que el producto que mejor se adecua a la realidad territorial de España es CORINE (69.5% de exactitud total) seguido de GLC200 (56.8%), mientras que GlobCover (38.7%) y MODISLC (36.1%) presentan grandes discrepancias.

Palabras clave: CORINE, GLC2000, GlobCover, MODISLC, SIOSE, cubiertas del suelo, lógica difusa, validación.

Abstract

Land cover assessment in the Iberian Peninsula

There is a wide range of land cover products at global and regional scale. Nevertheless, these products have large thematic and technical discrepancies among them, so an adequate validation in a regional level has not yet undertaken. The aim of this work is evaluate the most representative and frequently used land cover datasets in the Iberian Peninsula, focussing in Spain. The selected land cover datasets include GlobCover, CORINE *land cover*, MODIS *land cover* (MODISLC) and *Global land Cover* (GLC2000). The applied methodology consists in a direct validation with SIOSE (*Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo en España*) as reference dataset and an indirect validation through the intercomparison between datasets. Indirect validation consists in a methodology based on fuzzy logic which allows accommodating thematic discrepancies among datasets and complements the Boolean or conventional comparison. The methodology was based on the definition of a metric which integrates in an only magnitude the overlap among legends using 9 independently attributes

* Autor para la correspondencia: Ana.Perez-Hoyos@uv.es

Recibido: 26-06-13; Aceptado: 03-10-13.

derived from the Land Cover Classification System (LCCS). Results of the indirect comparison show that CORINE-GLC2000 combination presents the best agreement (59.0%), whereas MODISLC and GlobCover have important restrictions in the Iberian Peninsula (20.9% agreement for MODISLC-GlobCover). Fuzzy logic comparison allows minimizing thematic errors in the comparison due to differences in legend definition and detects zones that a priori are in disagreement but really are very close thematically. Finally, direct validation has shown that the best land cover product in Spain is CORINE (69.5% overall accuracy) followed by GLC2000 (56.8%), whereas GlobCover (38.7%) and MODISLC (36.1%) have important discrepancies.

Key words: CORINE, GLC2000, GlobCover, MODISLC, SIOSE, land cover, fuzzy logic, validation.

Introducción

La cubierta del suelo y su estudio es de gran importancia puesto que juega un rol fundamental en las interacciones entre la biosfera, la atmósfera y la geosfera, por tanto interviene directamente tanto en procesos hídricos y de energía, como en el ciclo del carbono (Kalnay & Cai, 2003). Esta variable es uno de los inputs esenciales en diferentes tipos de modelos de cambios de usos del suelo (Verbug *et al.*, 2010), climáticos, de distribución de cultivos (You *et al.*, 2009) o modelos de transferencia suelo-vegetación-atmósfera entre otros. La cubierta del suelo es también el input de entrada en diferentes actividades de monitorización ambiental y el desarrollo de políticas medioambientales (Mayaux *et al.*, 2004). Por ello, constituye una variable de referencia utilizada en una gran variedad de aplicaciones a escala global, regional y nacional (Fritz *et al.*, 2012) y su estudio es de especial interés para una amplia variedad de usuarios, como el *United Nation's Millennium Ecosystem Assessment* (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) o el *GMES (Global Monitoring for Environment and Security)* (Schreier & Dech, 2005).

En este contexto, es lógico que desde la aparición del primer producto a partir de imágenes del satélite Advanced Very High Resolution Radiometer se haya producido una proliferación de productos de cobertura del suelo, principalmente en la última década con el desarrollo de GLC2000 (Mayaux *et al.*, 2004), MODIS (Friedl *et al.*, 2002) y GlobCover (Bontemps *et al.*, 2011). Sin embargo, varios estudios previos (Giri *et al.*, 2005; Neumann *et al.*, 2007) han demostrado que los productos existentes presentan discrepancias notables entre ellos, puesto que han sido generados bajo la supervisión de

diferentes iniciativas nacionales e internacionales, con distintos objetivos y metodologías, y por tanto estos productos no son directamente comparables entre ellos (Herold *et al.*, 2008).

La aplicación de métodos apropiados para validarlos y cuantificar su fiabilidad es por tanto necesaria. El primer paso en la validación es la intercomparación entre productos, con el objetivo de determinar y cuantificar tanto sus ventajas como limitaciones. Esta comparación normalmente se lleva a cabo mediante una aproximación Booleana, es decir, cuando dos clases de dos mapas comparados no coinciden se asume un desacuerdo total y se asigna un valor de cero (Fritz & See, 2005). Sin embargo, este método no admite ningún tipo de flexibilidad y no tiene en cuenta los factores intrínsecos que realmente son los causantes de las discrepancias, como la incertidumbre temática o semántica (Cheng *et al.*, 2001). Ante estas limitaciones la lógica difusa (Zadeh, 1965) se ha aplicado como un método alternativo en la comparación entre productos de cubiertas del suelo, permitiendo introducir un grado de vaguedad entre las categorías evaluadas.

Conjuntamente a la comparación entre productos, la validación *per se* es una estrategia óptima en la determinación y selección del producto que reúne las características más idóneas para un objetivo específico. Aunque diferentes iniciativas de validación global de los principales productos de cobertura del suelo (Morissette *et al.*, 2002; Mayaux *et al.*, 2006; Friedl *et al.*, 2010) se han llevado a cabo, los resultados de estos estudios no son ni extrapolables a un ámbito regional ni comparables entre ellos. Por otra parte, el principal hándicap en la validación de productos es la ausencia de datos de validación, a este respecto España es un país pionero con el reciente desarrollo del Sistema

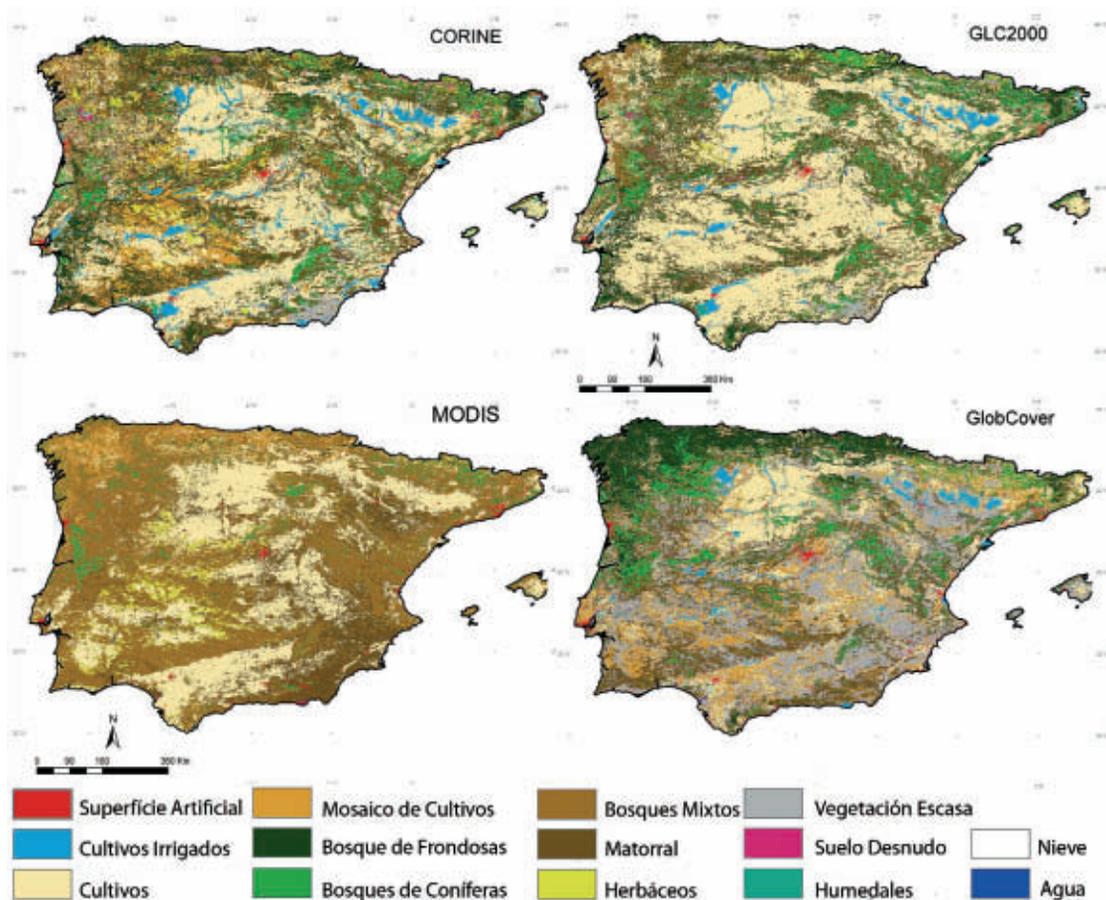


Figura 1. Mapas de cubiertas del suelo para la Península Ibérica reconciliados a una leyenda generalizada de 14 clases.

de Información sobre Ocupación del Suelo (SIOSE) que ha permitido la elaboración de información del territorio a alta resolución.

El objetivo de este trabajo consiste en explorar y evaluar el funcionamiento de los productos de cubiertas del suelo en la Península Ibérica con especial interés en España, ofreciendo una perspectiva de cuán diferentes son estos productos y qué potencial tienen para diferentes aplicaciones. Para ello se ha realizado tanto una validación indirecta en la que se han comparado los productos entre sí, como una validación directa con datos de referencia SIOSE. Los productos evaluados corresponden a cuatro de los productos de cubiertas del suelo más ampliamente utilizados a nivel global como son: CORINE, GLC2000, MODIS y GlobCover. Este trabajo amplía y ofrece sustanciales mejoras respecto a estudios previos llevados a cabo en la zona de estudio (Moreno & Chuvieco, 2009) en varios aspectos: (i) se incluye en

la evaluación un producto tan relevante como es GlobCover, (ii) ofrece un mayor análisis de las discrepancias/acuerdo entre productos al aplicar una metodología que ha demostrado ser más robusta (Pérez-Hoyos *et al.*, 2012) en otras zonas de estudio basada en la lógica difusa utilizando como marco común de comparación el *Land Cover Classification System (LCCS)* y (iii) la reciente disponibilidad de datos de alta resolución gracias a SIOSE ha permitido realizar una validación indirecta.

Datos

Productos de cubiertas del suelo

En este trabajo se han considerado cuatro de los principales productos de cubiertas del suelo a nivel global y continental (Figura 1):

Tabla 1. Características de CORINE, GLC2000, MODISLC y GlobCover.

Producto	Resolución espacial	Sensor	Fecha	Datos	Técnica de clasificación	Leyenda	Precisión
CORINE	100 m	Landsat ETM+ SPOT-4	1999-2000	Monofecha	Foto- interpretación	Jerárquica 3 niveles 44 clases	Muestreo estratificado al azar 87%
GLC2000	1 km	SPOT/VGT	Nov. 1999- Dic. 2000	Mosaicos diarios 4 bandas NDVI	Depende del socio regional No supervisada	FAO LCCS 44 clases	Muestreo estratificado al azar 69%
MODISLC	500 m	MODIS	1ª versión Nov. 2000- Dic. 2001	Composiciones bi-mensuales 7 bandas, LST y NDVI	Supervisada con árboles de decisión	IGBP 17 clases	Validación cruzada de 10 pasos 75%
GlobCover	300 m	MERIS/ Envisat	Dic. 2004- Jun. 2006	Composiciones bi-mensuales 13 bandas	Cluster No-Supervisada/ Supervisada	FAO LCCS Regional (51) Global (22)	Muestreo estratificado al azar 73%

GLC2000, MODISLC, GlobCover y CORINE. En la Tabla 1 se muestran las principales características de cada uno de los productos utilizados.

GlobCover para 2005 se obtuvo de la Agencia Espacial Europea (ESA) en cooperación con una red internacional de socios (incluyendo la EEA, FAO, GOF-C-GOLD, IGB, JRC y UNEP). Este producto presenta mayor resolución que cualquier producto global previo derivado a partir de imágenes satélite (Bicheron *et al.*, 2008). MODISLC ha sido desarrollado por la Universidad de Boston y coordinado por el MODIS *Land Team de la NASA (National Aeronautics and Space Administration)* (Friedl *et al.*, 2002). La primera versión se desarrolló en el año 2001 y es actualizada anualmente. En este estudio se ha utilizado la capa de cubierta 1 de la colección 5 (MOD12Q1 V005) para el año 2005 (Friedl *et al.*, 2010). El Global Land Cover para el año 2000 a 1 km de resolución espacial se ha implementado por el *Joint Research Centre (JRC)* de la Comisión Europea (EC) con más de 30 equipos (Bartholomé & Belward, 2005). La base de datos consiste en 19 mapas regionales armonizados en un único mapa global. El programa CORINE (*Coordination of Information on the Environment*) puesto en marcha en 1985 por la Comisión Europea y supervisado desde 1995 por la Agencia Europea del Medio Ambiente desarrolló su

primera capa de cubiertas del suelo en 1990 (CLC90). En este estudio se ha utilizado la versión del 2000 (CLC2000).

Puesto que estos productos se han llevado a cabo bajo diferentes iniciativas nacionales e internacionales y con diferentes propósitos, presentan diferencias básicas a nivel instrumental (satélite utilizado), técnico (algoritmos de clasificación) y conceptual (sistema de clasificación). A continuación se detallan las principales diferencias que pueden ser resumidas en 5 puntos:

(i) *Cubierta espacial*: GlobCover, MODISLC y GLC2000 se han diseñado de acuerdo a un marco global, mientras CORINE utiliza una aproximación regional con el objetivo de monitorizar 27 países de la Unión Europea, así como Albania, Bosnia y Herzegovina, Croacia, la ex República Yugoslava de Macedonia y Liechtenstein.

(ii) *Características del sensor y periodo de adquisición de los datos*: El desarrollo de GLC2000 se ha basado en los datos del sensor SPOT a bordo de satélite VEGETATION, que suministra datos diarios a 1 km de resolución tomados desde el 1 de noviembre de 1999 al 31 de diciembre 2000. Otras fuentes de datos, como el modelo digital de elevación, radar y datos climatológicos han sido también usados para su desarrollo. MODIS se produce anualmente utilizando la reflecti-

vidad la superficie (canales 1-7) a 500 m. GlobCover ha usado como input mosaicos bimensuales y anuales libres de nubes derivados a partir de datos MERIS (300 m) tomados en un periodo entre el 1 de diciembre de 2004 al 30 de junio de 2006. CORINE se ha elaborado a partir de imágenes de alta resolución (ej. LANDAT TM con consulta simultánea de datos auxiliares).

(iii) *Algoritmo de clasificación.* GLC2000 ha utilizado diferentes técnicas de clasificación en función de la localización geográfica, dependiendo de los requisitos y preferencias del socio que lo ha desarrollado. En el caso de Europa, se ha utilizado una clasificación no supervisada que se basa simultáneamente en patrones espectrales y temporales (Fritz *et al.*, 2003). De forma similar, GlobCover se ha beneficiado temporal y espectralmente de las composiciones bimensuales mediante un algoritmo de clúster (Arino *et al.*, 2007). MODISLC se ha producido con un conjunto de algoritmos de clasificación supervisada, basado en árboles de decisión multi-temporal conjuntamente con una técnica *boosting* que permite dar robustez a la probabilidad del píxel (Friedl *et al.*, 1999). CORINE se ha realizado mediante fotointerpretación visual en un entorno SIG (EEA, 2002).

(iv) *Sistema de clasificación o leyenda.* Tanto GlobCover como GLC2000 tienen leyendas diseñadas en el *Land Cover Classification System (LCCS)*. En el caso de GLC2000 la leyenda para el producto regional europeo está formada por 23 clases. El producto global de GlobCover está formado por 22 clases aunque en este caso hemos utilizado el producto regional que está formado por 51 clases. CORINE presenta una nomenclatura jerárquica, formada por tres niveles organizativos y teniendo 44 clases en el nivel más detallado de organización (Bossard *et al.*, 2000). MODISLC está formada por un grupo de capas con diferentes tipos de clasificaciones de cubierta. En este estudio se ha utilizado la primera capa formado por 17 clases de acuerdo al sistema de clasificación del International Geosphere Biosphere Programme (IGBP) (Loveland *et al.*, 2000).

(v) *Validación.* Los resultados de validación para los diferentes productos son: 68.6%

para GLC2000 (Mayaux *et al.*, 2006), 73% para GlobCover (Bicheron *et al.*, 2008) y 75% para MODISLC (Friedl *et al.*, 2010). La precisión de CORINE a un intervalo de confianza del 95%, es $87.0 \pm 0.7\%$ (EEA, 2006). La validación de GLC2000 se ha basado en un control de calidad con datos auxiliares y una validación cuantitativa de un muestreo estratificado aleatorio como datos de referencia. La validación de MODISLC se ha hecho con una validación cruzada con 10 particiones utilizando para ello 1860 muestras (Friedl *et al.*, 2010). Para la validación de GlobCover se ha realizado en un muestreo aleatorio con puntos distribuidos globalmente, incluyendo paisajes tanto homogéneos como heterogéneos (Bicheron *et al.*, 2008). La validación de CORINE se ha basado en un control de calidad que asegura una precisión temática $\geq 85\%$ (EEA, 2002) a partir de una validación con los datos de LUCAS (*Land Use/Cover Area frame statistical Survey*). Aunque los resultados de las validaciones se han llevado a cabo en un marco global, no son comparables entre ellos puesto que utilizan diferentes metodologías y datos de validación y además los resultados son globales, o regionales en el caso de CORINE, por tanto no se pueden extrapolar a un nivel regional como es España. Por ejemplo Cerdeira *et al.* (2006) realizaron una validación a partir de datos MODISLC en Portugal mostrando que la precisión no supera un 57%.

Datos de validación

Los datos de referencia utilizados para evaluar la precisión de las clasificaciones en España se han obtenido a partir de la base de datos SIOSE (www.siose.es). SIOSE es un proyecto enmarcado dentro del Plan Nacional de Observación del Territorio en España (PNOT) dirigido y coordinado por el Instituto Geográfico Nacional (IGN) con el objetivo de integrar las bases de datos de ocupación del suelo disponible por las Comunidades Autónomas y la Administración General del Estado y generando una base de datos de vectorial de ocupación del suelo para toda España a escala 1:25,000 con imágenes de referencia correspondientes al año 2005. SIOSE se ha llevado a

cabo con la partición de más de 25 instituciones, organizadas en grupos temáticos. Cada equipo regional produce una capa de cubiertas del suelo a partir de la fotointerpretación asistida por ordenador de imágenes SPOT5, Landsat5 TM y ortofotos.

El resultado es una base de datos orientada a objetos (OODM) interoperable y armonizada, donde la unidad de trabajo es el polígono, con una superficie lo más homogénea posible y con una unidad mínima cartografiable que varía entre 0.5 y 2 ha en función de la superficie representada. Asociado a cada polígono se han definido dos superclases denominadas de uso y cobertura. El modelo de datos SIOSE permite la asignación de uno o más usos y una cobertura a un único polígono. La cobertura de un polígono deberá ocupar siempre el 100% del mismo, sin embargo, el uso podrá diferir de este valor. Los polígonos pueden ser simples, cuando ésta sea única, y una cobertura compuesta cuando se encuentre formada por dos o más coberturas simples y/o compuestas a su vez. En función del tipo de combinación, la cobertura compuesta será una asociación (si no hay una distribución fija) o un mosaico (cuando la combinación de coberturas sigue una distribución).

La base de datos SIOSE obtenida, se ha sometido a una comprobación de campo, y dos procesos de control de calidad, uno de calidad interno llevado a cabo por los equipos regionales y uno de calidad externo realizado por el IGN, que asegura la alta calidad de los datos (Valcárcel *et al.*, 2008).

Métodos

Pre-procesado de los datos

Debido a la diferente naturaleza de los datos (resolución espacial, proyección) el primer paso para la comparación de los mimos es re-proyectarlos y co-registrarlos a un entorno común. Para ello, los productos de cubiertas del suelo han sido re-proyectados a WGS-84 y remuestreados a una resolución espacial de 1 km (0.0089286 grados) mediante un filtro de mayoría.

Validación indirecta

Comparación Convencional y Flexible

La comparación convencional o Booleana se basa en la lógica binaria, que sólo admite dos posibles opciones 0 (descuerdo) y 1 (acuerdo total). Para aplicar este método, el paso previo consiste en la armonización entre sus leyendas, que es uno de los procesos que entrañan mayor dificultad (Caetano *et al.*, 2010), puesto que como se ha indicado anteriormente los productos analizados presentan leyendas de diferente naturaleza y con un número variable de clases, por ejemplo CORINE tiene 44 clases frente a GLC2000 que presenta 23 clases. En este estudio la armonización se ha realizado creando una leyenda común de catorce clases (Tabla 2) en la que cada una de las clases de cada producto se reconcilia con cada una de las clases de la leyenda generalizada, de forma que se establece una relación de tipo uno (clase de leyenda generalizada) a muchos (clases de las leyendas de los productos). Para ello se han tenido en cuenta relaciones que otros estudios de la misma temática han establecido previamente (Giri *et al.*, 2005; Numann *et al.*, 2007). Con el objetivo de permitir cierta flexibilidad temática, típica de clases que presentan solapamientos temáticos, hemos extendido este método permitiendo cierta flexibilidad en las relaciones establecidas entre leyendas en lo que hemos denominado comparación convencional Flexible. Este método introduce un acuerdo parcial (valor de 0.5) (marcadas con negro oscuro en la Tabla 2) entre pares de clases que presentan un cierto acuerdo temático. Por ejemplo, la clase de GlobCover 110. *Mosaic forest or shrubland (50-70%)/ grassland (20-50%)* es una clase con numerosos tipos de cubierta simultáneamente que puede admitir acuerdo parcial con diferentes clases incluyendo bosque, matorral o herbáceos.

Comparación basada en la lógica difusa

En la comparación basada en la lógica Booleana se admite que hay una correspondencia

Tabla 2. Armonización de leyendas en una leyenda generalizada de 14 clases. Las clases marcadas en negrita indican flexibilidad temática. La nomenclatura de las leyendas originales se ha conservado en inglés con el objetivo de no introducir confusión en el proceso de traducción.

Leyenda generalizada	GlobCover	GLC2000	MODISIGBP	CORINE
1. Bosque de Frondosas	40. Closed to open (>15%) broadleaved evergreen or semi-deciduous forest 41. Closed (>40%) broadleaved evergreen and/or deciduous forest 50. Closed (>40%) broadleaved deciduous forest 60. Open (15-40%) broadleaved deciduous forest/ woodland Classes: 30/32/100/101/110	1. Tree cover, broadleaved evergreen, closed to open (>15%) 2. Tree cover, broadleaved deciduous, closed (>40%) 3. Tree cover, broadleaved, deciduous, open (15-40%) Classes: 6/7/9	2. Evergreen Broadleaf Forests 4. Deciduous Broadleaf Forests Classes: 5/8/9	311. Broad-leaved forest Classes: 313
2. Bosque de Coníferas	70. Closed (>40%) needleleaved evergreen forest 90. Open (15-40%) needleleaved deciduous or evergreen forest 91. Open (15-40%) needleleaved deciduous forest 92. Open (15-40%) needleleaved evergreen forest Classes: 30/32/100/101/110	4. Tree cover, needleleaved evergreen, closed to open (>15%) 5. Tree cover, needleleaved deciduous, closed to open (>15%) Classes: 6/7/9	1. Evergreen Needleleaf Forests 3. Deciduous Needleleaf Forests Classes: 5/8/9	312. Coniferous forest Classes: 313
3. Bosque Mixto	100. Closed to open (>15%) mixed broadleaved and needleleaved forest 101. Closed (>40%) mixed broadleaved and needleleaved forest <i>110. Mosaic forest or shrubland (50-70%) and grassland (20-50%)</i> Classes: 30/32/40/41/50/60/70/90/91/92	6. Tree cover, mixed leafytype, closed to open (>15%) 9. Mosaic tree-cover and other natural vegetation Classes: 1/2/3/4/5	5. Mixed Forest 8. Woody Savanna 9. Savannas Classes: 1/2/3/4	313. Mixed forest Classes: 311/312
4. Matorral	130. Closed to open (>15%) broadleaved or needleleaved, evergreen or deciduous shrubland 131. Closed to open (>15%) broadleaved or needleleaved evergreen shrubland 134. Closed to open (>15%) broadleaved deciduous shrubland Classes: 30/110/152	11. Shrubcover, closed to open (>15%), evergreen (broadleaved or needleleaved) 12. Shrubcover, closed to open (>15%), deciduous (broadleaved) Classes: 15	6. Closed Shrubland 7. Open Shrubland	322. Moors and heathland 323. Sclerophyllous vegetation 324. Transitional woodland-shrub
5. Herbáceas	120. Mosaic grassland (50-70%) and forest of shrubland (20-50%). 140. Closed to open (<15%) herbaceous vegetation (grassland, savannas or linches). 141. Closed (<40%) grassland Classes: 30/110/151	13. Herbaceous cover, closed to open (<15%) Classes: 15	10. Grasslands	231. Pastures 321. Natural grasslands
6. Vegetación Escasa	150. Sparse (<15%) vegetation 151. Sparse (<15%) grassland 152. Sparse (<15%) shrubland	14. Sparse herbaceous or shrubcover (0-15%)	16. Barren or Sparsely Vegetated	333. Sparsely vegetated areas

Tabla 2. Armonización de leyendas en una leyenda generalizada de 14 clases. Las clases marcadas en negrita indican flexibilidad temática. La nomenclatura de las leyendas originales se ha conservado en inglés con el objetivo de no introducir confusión en el proceso de traducción (cont.).

Leyenda generalizada	GlobCover	GLC2000	MODISIGBP	CORINE
7. Suelo desnudo	200. Bare areas 201. Consolidated bare areas (hardpans, gravels, bare rock, stones, boulders) 202. Non-consolidated bare areas (sandy desert) 203. Salt hardpans	19. Bare areas 10. Tree cover; burnt (boreal forest)	16. Barren or Sparsely Vegetation	331. Beaches, dunes and sand plains 332. Bare rocks 334. Burnt areas
8. Humedales	180. Closed to open (>15%) grassland or woody vegetation on regularly flooded or waterlogged soil 185. Closed to open (>15%) grassland on regularly flooded or waterlogged soil- Fresh or brackish water	7. Tree cover; closed to open (>15%), regularly flooded, fresh or brackish; swamp forest 15. Regularly flooded (>2 month) Shrub and/ or Herbaceous cover, closed to open	11 Permanent wetlands	411. Inland marshes 412. Peat bogs 421. Salt marshes Classes: 31x Forest
9. Cultivos Irrigados	11. Post-flooding or irrigated cropland (or aquatic) 13. Post-flooding or irrigated herbaceous crops	23. Irrigated Agriculture	12. Croplands	212. Permanently irrigated land 213. Rice fields
10. Cultivos	14. Rainfed croplands 15. Rainfed herbaceous crops 16. Rainfed shrub or tree crops (cash crops, vineyards, olive tree, orchards...)	16. Cultivated and managed areas	12. Croplands	211. Non irrigated arable land 221. Vineyards 222. Fruit trees and berry plantation 223. Olive groves 241. Annual crops associated with permanent crops 242. Complex agricultural pattern
11. Mosaico de Cultivos	20. Mosaic cropland (50-70%) vegetation (20-50%) 21. Mosaic cropland (50-70%) grassland or shrubland (20-50%) 22. Mosaic cropland (50-70%) forest (20-50%) 30. Mosaic vegetation (50-70%) cropland (20-50%) 32. Mosaic forest (50-70%) cropland (20-50%)	17. Mosaic of cropland/tree cover/herbaceous cover 18. Mosaic of cropland/ shrub cover/ herbaceous cover	14. Cropland/ Natural vegetation Mosaic	243. Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation 244. Agro-forestry areas 231. Pastures
12. Agua	210. Water bodies	20. Water bodies	17. Water bodies	5xx. Water bodies 423. <i>Inertial flats</i>
13. Nieve	220. Permanent snow and ice	21. Snow and ice	15. Snow and ice	335. Glaciers and perpetual snow
14. Superficies Artificiales	190. Artificial surfaces and associated areas	22. Artificial surfaces and associated areas	13. Urban and built-up Lands	1xx. Artificial surfaces 422. Salines

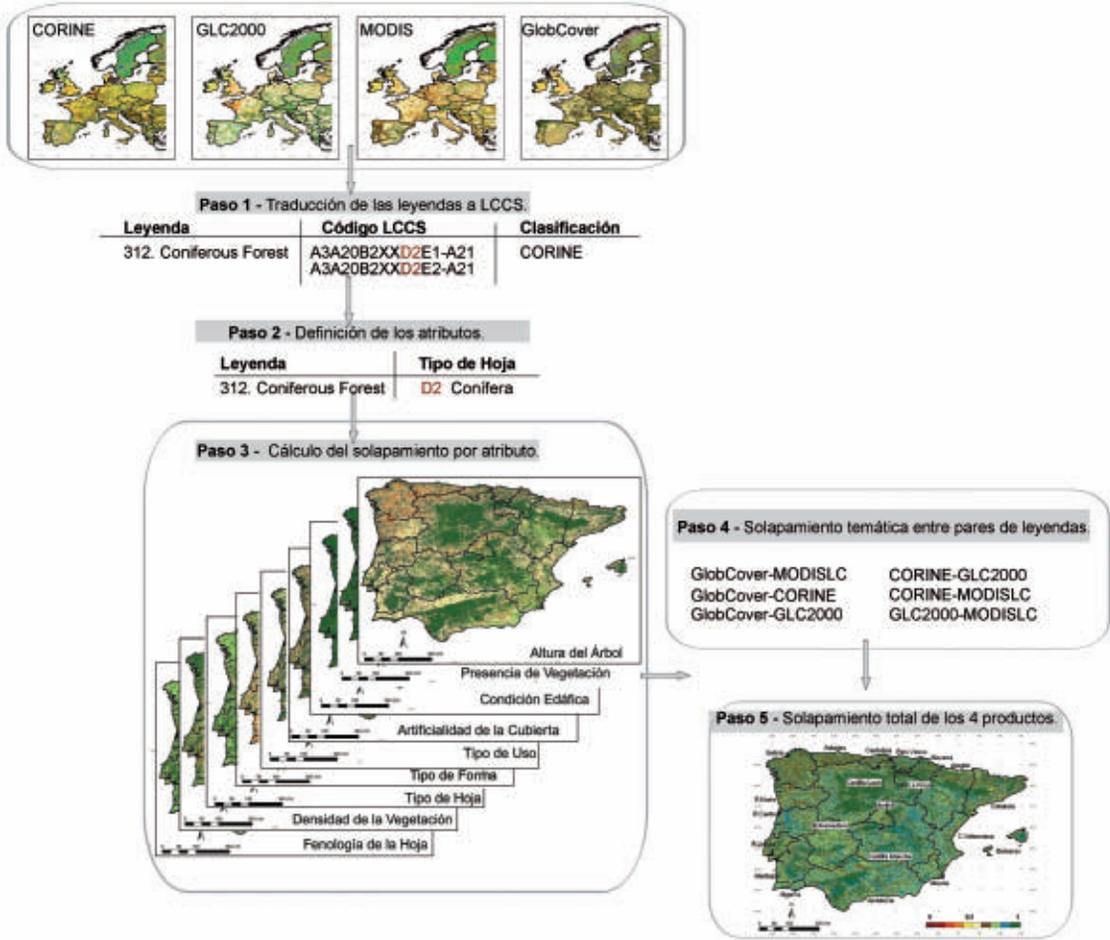


Figura 2. Diagrama de flujo del método de lógica difusa.

directa entre clases, sin embargo se ha comprobado que las leyendas presentan diferencias irreconciliables en su definición. Por tanto, en ocasiones se está hablando del mismo tipo de cobertura según diferentes productos y se presume que hay una relación directa, cuando en realidad conceptualmente son clases distintas y están definidas de diferente forma. Por ejemplo, el significado de un bosque de coníferas en GLC2000 donde la altura del árbol tiene que ser superior a 3 m es diferente de un bosque de coníferas en MODISLC, donde la altura es superior a 2 m (Fritz y See, 2008) o de uno de GlobCover donde la altura debe ser superior a 5 m. Por tanto, en este apartado se propone aplicar una metodología alternativa a la convencional basada en la teoría de la lógica difusa, puesto que este formalismo permite acomodar adecuadamente las discrepancias temáticas existentes. Se define para ello una

métrica que integra en una única magnitud el solapamiento entre leyendas en base a 9 atributos independientes recogidos en el LCCS. La Figura 2 muestra el diagrama de flujo de esta metodología. El primer paso consiste en traducir las leyendas a un sistema común como es el LCCS. Como ya se ha mencionado anteriormente GLC2000 y GlobCover utilizan este sistema de clasificación, por lo tanto existe suficiente documentación al respecto. La traducción de CORINE entraña una mayor dificultad puesto que las clases están definidas como una mezcla entre cubierta y usos del suelo (Herold *et al.*, 2008). La traducción en este caso, al igual que para MODISLC, se ha realizado utilizando documentación previa como referencia (Herold *et al.*, 2009) y con la ayuda del software LCCS distribuido por la FAO.

A partir de las leyendas traducidas se han derivado una serie de 8 atributos (descriptores

de *LCCS*) y se ha incorporado un atributo adicional de Tipos de Usos (Jansen y DiGregorio, 2002). En algunas ocasiones, se ha tenido que añadir algún código adicional con el objetivo de codificar todos los posibles casos. Por ejemplo, en el atributo Presencia de Vegetación, que según *LCCS* sólo admite dos posibles clases (Vegetación y No Vegetación), se ha incorporado Vegetación/No Vegetación para codificar aquellos casos que se produce simultáneamente la presencia/ausencia de vegetación como sucede en la clase *16. Barren or Sparsely* de la leyenda IGBP donde coexisten dos clases conceptualmente tan distintas. A continuación se detallan todos los atributos utilizados en este estudio así como sus posibles opciones de codificación:

1. *Presencia de Vegetación*: Vegetación, No Vegetación, Vegetación/No Vegetación.
2. *Condición Edáfica*: Terrestre, Acuático o inundado regularmente.
3. *Artificialidad de la Cubierta*: Natural o Seminatural y Áreas gestionadas.
4. *Tipos de Usos*: Agrícola, Forestal, Urbano, Mosaico, sin uso.
5. *Tipo de Forma*: Artificial, Herbáceo, Árbol, Matorral, Herbáceo/Matorral, Herbáceo/Árbol, Árbol/Matorral, Herbáceo/Árbol/Matorral, Artificial/Herbáceo.
6. *Tipo de Hoja*: Coníferas, Frondosas, Mixta, Sin vegetación, Sin especificación de la vegetación.
7. *Densidad de la Cubierta*: Cerrada a abierta (40-100%), Cerrada a abierta (30-100%), Cerrada a abierta (15-100%), Cerrada (60-100%), Abierta general (10-70%), Abierta (40-70%), Abierta (30-70%), Muy abierta (10-40%), Muy abierta (10-50%), Escasa (1-20%), Vegetación sin especificar (5-95%), Sin vegetación (0-4%).
8. *Fenología de la Hoja*: Perenne, Caducifolio, Sin descripción para áreas con vegetación, Sin descripción para artificial/agua/suelo desnudo.
9. *Altura del Árbol*: Suelo desnudo (0.02 m), Vegetación sin especificar (0.03-5 m), Mosaico para GlobCover (0.03-30 m), Árbol (3-30 m), Árbol GlobCover (5-30 m), Árbol MODISLC (2-30 m), Matorral (0.3-5 m), Matorral CORINE (2-7 m), Matorral MODISLC (0.3-2 m), Matorral GlobCover

(0.3-2 m), Herbáceos (0.03-1.5 m), Herbáceos CORINE (0.03-1.5 m).

Posteriormente, se ha establecido el solapamiento temático entre pares de leyendas (ej. GLC2000-CORINE), este índice tendrá unos valores que oscilarán entre 0 (clases muy diferentes) y 1 (clases conceptualmente iguales). Para ello primero se ha establecido el solapamiento por atributo de acuerdo a diferentes funciones de pertenencia de lógica difusa (Bouchon-Meunier *et al.*, 1996; Ahlqvist, 2005). El resultado se ha combinado en una única medida a partir de la media de los nueve atributos considerados. Finalmente, el solapamiento total de los cuatro productos considerados se ha establecido de acuerdo a la media entre las seis combinaciones de leyendas (ej. CORINE-GlobCover).

Validación directa

El proceso de validación directa se ha desarrollado a partir de la comparación de los productos de cubierta del suelo con los datos de referencia SIOSE. Para disponer de los datos de forma que pudieran ser utilizados en la validación ha sido necesario realizar una serie de operaciones previas en SIOSE. Primero se ha re-proyectado a WGS-84 para que fuera compatible con los productos analizados y se ha rasterizado con una resolución espacial de 50 m. Posteriormente a cada píxel que lleva asociada una leyenda SIOSE, en este caso nos hemos centrado en las cubiertas, se le ha asignado una de las catorce clases de la leyenda generalizada. Por ejemplo en el caso de tener un píxel etiquetado como I[70CNF.30MTR], lo que significa que es un polígono irregular formado con un 70% de coníferas «CNF» y un 30% de matorral «MTR», se le han asociado estos dos tipos de cubiertas simultáneamente preservado su porcentaje de ocupación. Es decir, el resultado son catorce capas correspondientes a cada una de las clases de la leyenda generalizada con el porcentaje de ocupación. Es necesario hacer un inciso en este punto puesto que SIOSE no tienen ni bosques mixtos ni vegetación escasa en su leyenda, clases que son de gran importancia en el área de estudio. Por lo que, dado que se dispone de las

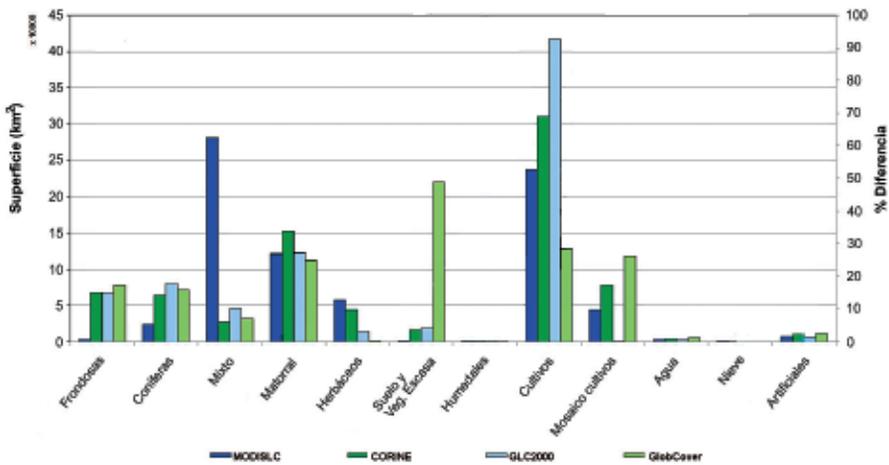


Figura 3. Porcentaje total del área para GLC2000, CORINE, MODISLC y GlobCover.

fracciones de cada clase, estas clases se han incluido a partir de la definición de bosque Mixto de CORINE (Bossard *et al.*, 2000), es decir cuando se produce simultáneamente la ocupación de bosques de coníferas y frondosas en el píxel y no se excede el 75% de cada una de las clases. Para garantizar que fuera un píxel de bosque mixto hemos ampliado esta definición considerando que la ocupación de cada uno de los tipos de bosque fuera superior al 30%. Se ha procedido de manera similar en el caso de vegetación escasa tomando para ello la definición del IGN (2002), es decir una mezcla de suelo desnudo (50-90%) y cubierta vegetal (10-50%). Por último, y para que se geo-localizara con los datos a validar se ha re-muestreado a 1 km.

Una vez se dispone de la base de datos adecuada para validar los productos globales se ha hecho un muestreo aleatorio estratificado en el que se han seleccionado alrededor de unas 90,000 muestras. El número de muestras de cada una de las clases de la leyenda generalizada se ha seleccionado de forma que fuera proporcional a la abundancia de esta clase en un promedio de los cuatro productos analizados, para ello se ha establecido un umbral mínimo de ocupación o de pureza en el píxel (valores comprendidos entre 75 y 95%) que ha ido variando en cada clase en función del número de muestras que se quisiera conseguir para cumplir este criterio.

La validación en sí se ha realizado mediante el estudio de las matrices de contingencia,

confusión o error (Stehman & Czaplewski, 1998; Foody, 2002), que son tablas de doble entrada en la que se establece la correspondencia entre las clases del producto analizado y los datos de referencia. A partir de la matriz se han derivado una serie de parámetros analíticos que nos informan sobre la precisión de la clasificación a nivel global, mediante la exactitud global (*OA-Overall accuracy*), así como diferentes medidas que nos indican la fiabilidad por clases como la exactitud de productor (*PA-Producer's accuracy*) relacionado con los errores de omisión y la exactitud del usuario (*UA-User's accuracy*) relacionada con los errores de comisión (Story & Congalton, 1986; Congalton, 1991). Además se ha calculado el índice *Kappa*, que mide la diferencia entre el acuerdo del mapa-realidad observado y el que cabría esperar aleatoriamente (Cohen *et al.*, 1960).

RESULTADOS

Comparación de superficies

La Figura 3 muestra el porcentaje total de superficie para los cuatro productos y agrupados en doce clases. La clase cultivos es la cubierta dominante para esta zona de estudio. CORINE y GLC2000 presentan porcentajes similares de esta clase, con una extensión total (incluyendo la clase mosaico de cultivos) de

44.3% (55.0%) y 46.5% (51.7%) en Portugal (España). Un porcentaje similar se ha calculado por la Oficina Estadística de la Comisión Europea (Eurostat, 2008) para el año 2007, con una superficie total de 41.2% (50.8%) en Portugal (España). En contraste, el porcentaje de las clases de cultivo para MODISLC y GlobCover son solamente de 36.6% y 31.6%.

En lo que concierne a las clases forestales, MODISLC subestima los bosques de frondosas y coníferas y sobreestima los bosques mixtos. Este resultado demuestra y confirma la existencia significativa de errores de omisión en la clase MODISLC *2.Evergreen broadleaf*, tal y como indican investigaciones previas (McCallum *et al.*, 2006) a escala global. Las discrepancias se pueden explicar parcialmente debido a la diferencia que existe en la definición de los bosques en IGBP y a la ausencia de una correspondencia directa de las clases sabanas de MODISLC. Basándonos en estudios previos (Herold *et al.*, 2008), en este estudio la clase MODISLC *8. Woody savannas* se ha relacionado con los bosques mixtos, resultando en una sobreestimación de esta clase. Aunque otros autores los relacionen con bosques de frondosas (Giri *et al.*, 2005) hemos seguido las indicaciones de Herold *et al.* (2008) puesto que en la zona de estudio hemos detectado que las zonas cartografiadas como *8. Woody savannas* ocupan principalmente la parte este de la Península Ibérica, presentando alta diversidad de bosques mixtos con muy baja presencia de bosques de frondosas (MFE50, 2001).

La extensión de la clase GlobCover *150. Sparse Vegetated* (34.5%) está sobredimensionada y es poco representativa de la realidad. En una comparación visual con una cartografía detallada (MARM, 2009), se ha detectado que esta clase presenta importantes errores de comisión principalmente en las zonas de cultivos de secano. Resultados similares se encuentran en Navarra y Murcia (García-Gigorro *et al.*, 2007) utilizando MERIS para la clasificación de la cubierta y en la validación de GlobCover en Portugal (Caetano *et al.*, 2010). Por tanto, podemos concluir que Globcover ofrece una representación poco adecuada de la cubierta en aquellas zonas ocupadas por cultivos susceptibles al estrés hídrico en zonas áridas con valores bajos de NDVI, pró-

ximos a aquellos que poseen la vegetación escasa. Esto se debe a la ausencia de la banda del infrarrojo de onda corta (*SWIR-short-wave infrared*) en el sensor MERIS, que es especialmente sensible a la vegetación, la humedad del suelo y el contenido de agua en las hojas y que mejora la discriminación de la vegetación (Clevers *et al.*, 2007).

Validación indirecta

Método Convencional y Flexible

En la Figura 4 se muestra el acuerdo entre los cuatro productos de cubiertas del suelo reclassificados a la leyenda generalizada. El acuerdo total representa un 12.7% de total de la superficie, localizándose principalmente en zonas de cultivos extensivos de secano ubicados en la meseta central y en los cultivos de regadío del valle del Ebro (Aragón y Cataluña). Estas superficies se caracterizan por presentar un paisaje homogéneo lo que permite una mejor discriminación espectral (Wu *et al.*, 2008). Zonas de alto acuerdo (26.9%) se localizan adyacentes a las áreas de acuerdo total. El método flexible Booleano permite delinear zonas de transición de muy alto acuerdo (4.2%), por ejemplo la región Centro de Portugal donde se localizan diferentes tipos de bosque, clases que temáticamente están muy próximas (ej. Bosque mixto en MODISLC y coníferas en el resto de productos).

Las zonas de desacuerdo, 15.9% para el método convencional y 9.28% para el flexible, se localizan principalmente en la zona occidental de la Península Ibérica. Estas zonas se asocian principalmente con un paisaje heterogéneo y fragmentado compuesto con una mezcla de zonas herbáceas, matorral, cultivo y bosque. Por ejemplo, el noroeste de la península, se clasifica principalmente como cultivo (GLC2000), bosques de frondosas caducifolias (GlobCover), matorral de transición (CORINE) y sabana leñosa (MODISLC).

El acuerdo total en una comparación entre pares de productos (Tabla 3), revela una buena coincidencia (59.0%) entre CORINE y GLC2000. El acuerdo disminuye drásticamente



Figura 4. Acuerdo espacial entre los diferentes productos de cobertura del suelo para una leyenda general. Izquierda (Comparación Booleana): Acuerdo total (4 de los productos), acuerdo alto (3 de los productos), acuerdo moderado (2 de los productos). Derecha (Comparación Booleana Flexible), la leyenda se extiende con valores intermedios: muy alto acuerdo (tres y medio), acuerdo sustancial (dos y medio) y acuerdo bajo (uno y medio).

Tabla 3. Acuerdo entre productos de acuerdo a una validación indirecta.

Combinación de productos	Método de lógica difusa	Método Boleano	Método Flexible
GlobCover-GLC2000	79.6	29.1	36.9
GlobCover-MODISLC	78.4	20.5	30.3
GlobCover-CORINE	77.5	29.9	36.9
GLC2000-MODISLC	78.7	36.1	43.9
GLC2000-CORINE	83.1	59.0	63.6
MODISLC-CORINE	77.0	32.6	40.1

entre otras combinaciones, principalmente entre la combinación GlobCover y MODISLC (20.5%). Las discrepancias en MODISLC se deben parcialmente a una muestra insuficiente de datos de entrenamiento del ecosistema Mediterráneo durante la clasificación (Morissette *et al.*, 2002). Aunque a nivel global la combinación GLC2000-GlobCover presenta un mayor acuerdo (55.7%), no es de esperar que estos resultados se obtengan en paisajes fuertemente antropogénicos y heterogéneos como la Península Ibérica, puesto que este tipo de paisaje complejo y de alta variación topográfica es propenso a presentar errores por falta de registro geográfico (Foody *et al.*, 2002).

Método basado en la lógica difusa

La Figura 5, muestra un mapa de solapamiento entre los cuatro productos analizados a

partir de la lógica difusa y de los atributos derivados del LCCS. Esta metodología nos permite obtener un mapa, con una gradación que oscila entre 0 (grado de acuerdo nulo) y 1 (acuerdo total), lo que nos permite analizar en mayor profundidad las discrepancias/acuerdos entre productos, así como sus causas. Asimismo permite detectar áreas que aunque en una comparación directa (método Boleano) no coincidan, son similares independientemente de la leyenda asociada. Así pues, en una comparación Booleana el resultado mostraría que dos productos presentarían una zona de desacuerdo en una zona que uno de ellos la clasifique como coníferas y otro como frondosas, sin embargo al aplicar esta metodología nos permite reconciliar estas diferencias minimizando el desacuerdo en esta zona, que presentaría un alto valor de similitud. Por ejemplo,

En la Figura 5 se puede observar que en la zona del noreste de la Península (Galicia y As-

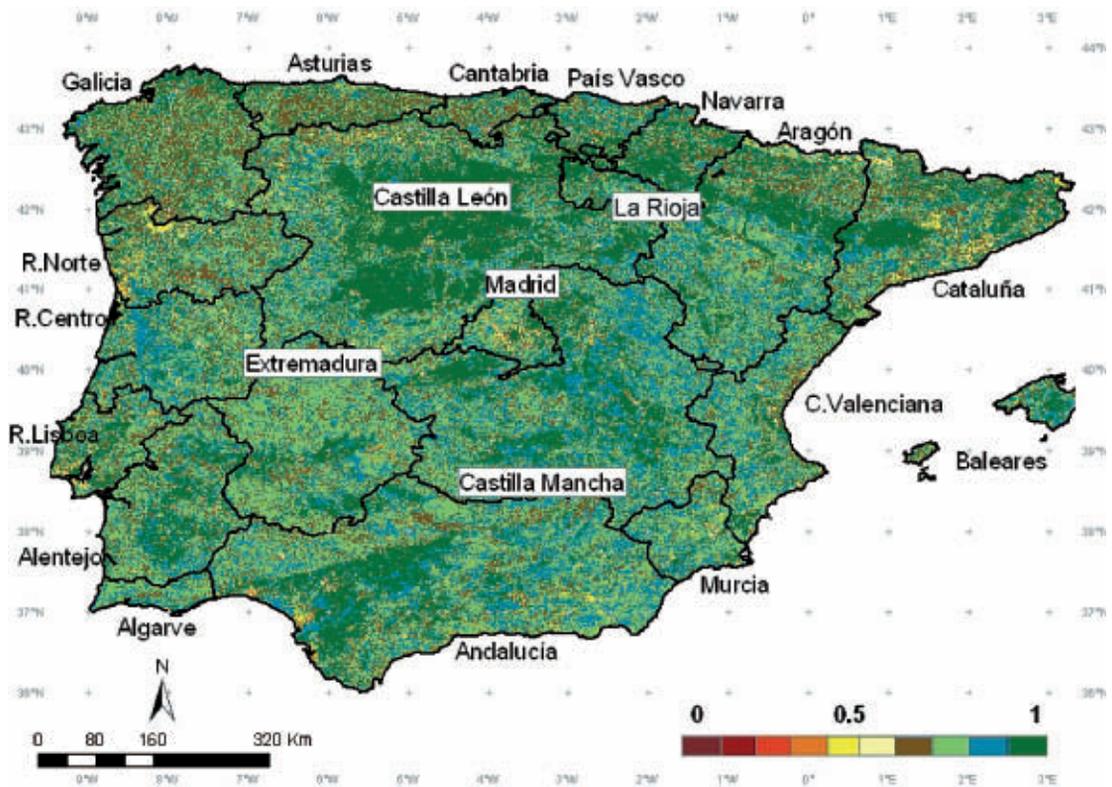


Figura 5. Mapa de solapamiento basado en la lógica difusa, representando una medida de acuerdo entre los cuatro productos.

turias) hay una zona de valores relativamente elevados (alrededor de ocho) en contraste con la Figura 4 que presenta zonas de desacuerdo. Esta zona corresponde a bosques mixtos según GLC2000 y CORINE y bosques de frondosas según GlobCover, la nueva metodología puede por tanto detectar zonas donde la discrepancia es relativamente mínima.

Las zonas de desacuerdo (zonas en amarillo) se observan principalmente en la Región Norte, Madrid, Comunidad Valenciana y Catalunya. Los principales conflictos se localizan en las zonas colindantes con las áreas metropolitanas de Madrid, Barcelona, Lisboa, Oporto y Valencia debido al cambio del paisaje producido por el crecimiento urbano. De hecho la densidad y la forma de los núcleos urbanos a escala global, como ocurre con MODISLC, son normalmente difíciles de distinguir (Friedl *et al.*, 2010). GlobCover es el producto que representa más fidedignamente el crecimiento urbano ocurrido en la última década.

Resultados parciales de la comparación basada en LCCS muestran que las clases más ge-

néricas que utilizan menos atributos en su definición (ej. Agua) están más próximas y poseen índices de solapamiento más altos (alrededor de 1) puesto que dos categorías son más similares cuanto menor es el número de vinculaciones entre ellas (Feng & Flewelling, 2004). Por tanto, los atributos que pertenecen a un nivel superior de la jerarquía de LCCS (fase dicotómica: Presencia Vegetación, Condición Edáfica y Use del Suelo) son los que originan menores discrepancias entre productos. Mientras que el resto, presentan mayores diferencias. Un ejemplo de estas discrepancias lo encontramos en las zonas forestales, que están descritas por diferentes tipos de Densidad de Vegetación incrementando la diferencia entre los distintos productos. CORINE tiene una densidad superior a 30%, mientras que MODISLC >60%, GLC2000 >15% y GlobCover define diferentes densidades según el tipo de bosque: abierto (15-40%), cerrado a abierto (>15%) y cerrado (>40%).

CORINE presenta menor ambigüedad y mayor detalle temático en la caracterización de

Tabla 4. Efecto de la resolución temática en la precisión total.

Producto	6 Clases	10 Clases	12 Clases	14 Clases
CORINE	88.57	72.88	70.68	69.55
GLC2000	80.06	61.58	57.89	56.85
MODISLC	78.32	46.13	39.66	36.15
GlobCover	77.99	50.45	47.02	38.76

Tabla 5. Efecto de la fracción sub-píxel en la precisión total.

Producto	100%	90%	80%	70%	60%
CORINE	90.2	85.82	80.66	75.32	70.59
GLC2000	88.79	82.53	76.65	70.49	64.96
MODISLC	71.71	60.76	54.64	49.02	44.37
GlobCover	73.84	64.53	59.02	53.68	48.68

las clases agrícolas. Sin embargo el principal hándicap de CORINE, comparado con los otros productos, es la ausencia de un descriptor de la fenología de la hoja en las clases de bosque. Es decir, CORINE no distingue entre hoja ca-duca y perenne, por tanto se puede concluir que este producto en estudios forestales ofrece un inventario menos detallado. GlobCover posee una leyenda muy flexible en la definición de sus clases, admitiendo una gran variedad de cubiertas simultáneamente (ej. Clase 110. *Mosaic forest of shrubland (50-70%)/grassland (20-50%)*) que aunque introduce confusión ofrece una caracterización más realista del territorio.

En la Tabla 3 se muestra el acuerdo basado en la lógica difusa, representado por la media de los datos de la imagen. Se puede observar que comparados con el método Booleano, la lógica difusa incrementa significativamente los valores de acuerdo minimizando las discrepancias temáticas, aunque el patrón es similar al que ofrece el método Booleano, mostrando que el mejor acuerdo se produce en la combinación CORINE-GLC2000.

Validación directa

La validación directa de los productos en España resulta en una exactitud global de 69.5% (kappa 0.7) en CORINE, 56.8% (kappa 0.59) en GLC2000, 38.7% (kappa 0.46) en GlobCover y 36.1% (kappa 0.5) en MODISLC. Estos

valores son menores que los resultados a nivel global. Por ejemplo, GlobCover para el producto global presenta una precisión total de 73% (Bicheron *et al.*, 2008). Sin embargo, y tal y como se ha dicho anteriormente en lugares como España, donde hay una alta variabilidad topográfica se incrementa el error geográfico, incurriendo en errores en la clasificación.

Dado las óptimas características de la base de datos de referencia, se ha evaluado el efecto de varios factores en la precisión global resultante (Tabla 4). Primero se ha evaluado como influye la resolución temática en la exactitud global. Para ello hemos evaluado la precisión considerando diferentes grados de agregación de la leyenda, seis, diez, doce y catorce clases (leyenda generalizada), resultando que la exactitud se incrementa cuanto mayor es el grado de agregación de la leyenda puesto que agregar las clases minimiza las diferencias debido a la definición de las clases y la ambigüedad temática, mejorando la exactitud (McCallum *et al.*, 2006). Sin embargo hay que tener en cuenta que la disminución de clases incurre en una pérdida de información.

Generalmente, en el proceso de validación se asume que el píxel es homogéneo y presenta un único tipo de cubierta. Dado que en este estudio disponemos de la fracción de ocupación en cada píxel también se ha evaluado el efecto que tiene la heterogeneidad sub-píxel (Tabla 5). Para ello, se ha llevado a cabo la validación considerando cada vez un umbral di-

Tabla 6. Medidas de exactitud por clase de los productos validados con SIOSE. **Nota:** EU (Exactitud del Usuario), EO (Errores de Omisión), EP (Exactitud de Productor) y EC (Errores de Comisión).

Clases	CORINE				GLC2000				GLOBCOVER				MODISLC			
	EP	EO	EU	EC	EP	EO	EU	EC	EP	EO	EU	EC	EU	EO	UA	EC
Superficies Artificiales	60.7	39.3	88.3	11.7	67.7	32.3	97.1	2.9	87.2	12.8	86.3	13.7	48.4	51.6	96.1	3.9
Cultivos Irrigados	74.9	25.1	86.2	13.8	64.5	35.5	93.0	7.0	59.2	41.0	0	100	0	100	97.8	2.2
Cultivos	97.0	3.0	74.1	25.9	96.4	3.6	63.6	36.4	72.3	27.8	74.6	25.4	79.3	20.7	65	35
Mosaico de Cultivos	0	100	0	100	0	100	0	100	0	100	0	100	0	100	0	100
Bosque de Frondosas	69.5	30.5	60	40.0	63.5	36.5	54.5	45.6	53.6	46.4	11.2	88.8	30.6	69.4	47.9	52.1
Bosque de Coníferas	75.5	24.5	60.7	39.3	74.2	25.8	51.3	48.7	68.8	31.2	54.1	46.0	34.0	66	44.2	55.8
Bosque Mixto	20.5	79.5	44.6	55.4	17.7	82.3	24.3	75.7	17.1	82.9	20.1	79.9	38.2	61.8	12.4	87.6
Matorral	65.1	34.9	43.0	57.0	46.5	53.5	36.4	63.6	25.6	74.4	5.6	94.4	8.0	92	28.9	71.1
Herbáceas	39.3	60.8	69.6	30.7	10.2	89.8	58.6	41.4	0.4	99.7	65.1	34.9	31.0	69	19.9	80.1
Vegetación Escasa	11.5	88.5	52.7	47.3	14.4	85.6	41.7	58.3	35.8	64.2	0	100	0.0	100	15.9	84.1
Suelo Desnudo	32.5	67.5	36.2	63.8	9.0	91.0	24.9	75.1	10.6	89.4	32.1	67.9	5.8	94	44.6	55.4
Humedales	53.2	46.8	80.4	19.6	77.7	22.3	60.6	36.4	0.6	99.4	30.2	69.8	2.4	97.6	80	20
Nieve	0	100	0	100	0	100	0	100	0	100	0	100	0	100	0	100
Agua	66.0	34.0	60.8	39.2	65.1	34.9	78.2	21.8	95.3	4.7	77	23	39.5	60.5	71.6	28.4

ferente de pureza que oscila desde el 50 al 100%, es decir, se ha calculado la precisión total sólo con los píxeles que superaran un umbral determinado de ocupación. En la Tabla 5 se muestra como la precisión incrementa a medida que aumenta la homogeneidad en el píxel debido a que la clasificación de píxeles puros es más sencilla (Latifovic & Olthof, 2004), puesto que en las zonas de alta fragmentación paisajística y gran heterogeneidad en el píxel es difícil captar su complejidad (Mayaux *et al.*, 2006).

En la Tabla 6 se muestran los resultados de la exactitud en un análisis por clases para la leyenda generalizada de 14 clases. En la tabla se puede observar que ciertas clases, como Mosaico de Cultivos en MODISLC, no ha sido posible evaluarlas puesto que no existen. También hay que resaltar que la clase suelo desnudo y vegetación escasa, se han validado por separado sin embargo en MODISLC conforman una única clase.

Algunas clases se caracterizan por tener alta exactitud de usuario (EU) y exactitud de productor (EP) en todos los productos lo que significa que son clases bien cartografiadas, como las superficies artificiales, cultivos, cultivos irrigados y agua. Estas clases presentan una mejor discriminación espectral y menor ambigüedad en su definición. Otras clases presentan alta EP y baja EU lo que indica una sobreestimación, como la clase de MODISLC

bosque mixto con valores de 67.3% y 9.1% respectivamente. Esta clase presenta muchos errores de comisión (90.9%) debido a que se clasifica como bosque mixto, cuando realmente corresponde a bosque de coníferas. Además, MODISLC presenta valores bajos de EP en los bosques de frondosas (9.7%) y de coníferas (33.9%) debido a la confusión de este tipo de bosques con zonas de cultivo y matorral. Tal y como se ha indicado anteriormente esto se produce en parte a la dificultad de relacionar las clases de sabana y a la diferentes definiciones de la densidad de bosques según productos.

GlobCover presenta una EP (alrededor de 0.4%) y por tanto muchos errores de omisión en la clase herbáceas, por su parte MODISLC presenta bajo EP (7%) y EU (5.6%) indicando altos valores tanto de comisión como de omisión para la clase matorral. La clase que presenta una menor EP (9%) y EU (24.9%) en GLC2000 es la clase de suelo desnudo.

Los cultivos en GlobCover están subestimados representado por una alta EU (97.8%) y una baja EP (59.2%), debido a que esta clase se confunde con vegetación escasa. La clase bosques mixtos presentan altos errores de omisión (valores entre 61.8% y 82.9%) y de comisión (valores entre 55.4% y 87.6%), esta clase se confunde normalmente con otro tipo de bosques (frondosas y coníferas) o con matorrales e incluso con herbáceas. En general, este tipo de clases presentan menos precisión

puesto que en ellas coexisten distintos tipos de cobertura con diferentes señales espectrales, por lo que es difícil delimitarlas correctamente, principalmente en productos de media o baja resolución espacial.

Conclusiones

En este trabajo se ha evaluado cuatro de los productos de cubiertas del suelo más relevantes (CORINE, GLC2000, GlobCover y MODISLC) en la Península Ibérica, haciendo especial hincapié en España. Para ello se han realizado dos validaciones: (i) una validación directa con unos datos de referencia extraídos de la base de datos SIOSE y (ii) una validación indirecta en la que se han comparado los diferentes productos entre ellos con el objetivo de detectar sus fortalezas y debilidades. A su vez, la validación indirecta se ha llevado a cabo aplicando dos metodologías, una Booleana que a su vez se ha ampliado permitiendo cierta flexibilidad temática en lo que hemos llamado comparación Flexible y otra basada en la lógica difusa a partir de unos atributos derivados del *LCCS*.

La comparación Booleana en la Península Ibérica muestra grandes discrepancias entre productos. Los mejores resultados se han obtenido en la comparación de CORINE con GLC2000 (59%), mientras que los peores se han obtenido para la combinación entre GlobCover y MODISLC (20.5%). Es decir, a nivel regional en la zona de estudio MODISLC y GlobCover presentan restricciones importantes. A grandes rasgos, se puede concluir que GlobCover sobreestima claramente la clase de vegetación escasa debido a una confusión de esta clase con zonas de cultivos, mientras que las principales discrepancias de MODISLC se deben a la dificultad en la asignación de las clases sabanas por carecer de una correspondencia directa con el resto de leyendas y con la realidad del área de estudio.

Al incrementar la flexibilidad del método (Método Flexible) se produce un ligero incremento del acuerdo, siendo más significativo el incremento en leyendas que presentan un elevado número de clases tipo mosaico, como GlobCover (ej. la combinación GlobCover-

MODISLC pasa de un 20% a un 30%). La comparación basada en la lógica difusa, ha resultado adecuada para identificar áreas donde se producen conflictos importantes entre productos, como las áreas artificiales. Además la aplicación de esta metodología ha resultado una herramienta adecuada en la localización de áreas que a priori no presentan ningún tipo de acuerdo según la comparación convencional, pero cuyas diferencias pueden resultar aceptables para una determinada aplicación. Por ejemplo, en las zonas boscosas de Galicia y Región Centro en Portugal, aunque existe una amplia variedad de tipos de cubierta, el alto grado de similitud entre clases sugiere un buen acuerdo o consenso entre productos. En esta zona, la cartografía podría considerarse, por tanto, adecuada en aplicaciones forestales.

Los resultados de la validación directa muestran que en España el producto que mejor se ajusta a la realidad del terreno es CORINE (69.5%) seguido de GLC2000 (56.8%), mientras que GlobCover (38.7%) y MODISLC (36.1%) presentan las mayores imprecisiones. Las clases agrícolas, junto con las superficies artificiales y el agua son las que se encuentran mejor caracterizadas en todas las clasificaciones, puesto que presentan una mejor discriminación espectral. Por el contrario, las clases forestales y mixtas (ej. matorral, bosque mixto) presentan los valores más bajos en exactitud del productor y del usuario.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias al apoyo de los proyectos LSA SAF (EUMETSAT), RESET CLIMATE (CGL2008-00381) y RESET CLIMATE (CGL2012-35831).

Referencias

- AHLQVIST, O. 2005. Using uncertain conceptual spaces to translate between land cover *categories*. *International Journal of Geographical Information Science*, Vol. 19, 831-857.
- ARINO, O., LEROY, M., RANERA, F., GROSS, D., BICHERON, P., NINO, F., BRACKMAN, C., DEFOURNY, P., VANCUTSEM, C., ACHARD, F., DURIEUX, L., BOUFG, L., LATHAM, J.,

- GREGORI, A. D., WITT, R., HEROLD, M., SAMBALE, J., PLUMMER, S., WEBER, J. L., GORYL, P., & HOUGHTON, N. 2008. GlobCover- a global land cover service with MERIS. ENVISAT SYMPOSIUM.
- BARTHOLOMÉ, E., & BELWARD, A. 2005. GLC2000: A new approach to global land cover mapping from Earth Observation data. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 26, 1959-1977.
- BICHERON, P., DEFOURNY, P., BROCKMANN, C., SCHOUTEN, L., VANCUTSEM, C., HUC, M., BONTEMPS, S., LEROY, M., ACHARD, F., HEROLD, M., RANERA, F., & ARINO, O. 2008. GlobCover: products description and validation report. Technical report, ESA GlobCover project.
- BONTEMPS, S., DEFOURNY, P., VAN BOGAERT, E., ARINO, O., KALOGIROU, V., & PEREZ, J.R. 2011. GLOBCOVER 2009: products description and validation report. http://due.esrin.esa.int/globcover/LandCover2009/GLOBCOVER2009_Validation_Report_2.2.pdf
- BOSSARD, M., FERANEC, J., & OTAHEL, J. 2000. Corine land cover technical guide-addendum. Technical Report 40, EEA, Copenhagen.
- BOUCHON-MEUNIER, B., RIFIQI, R., & BOUTHOREL, S. 1996. Towards general measures of comparison of objects. *Fuzzy Set System*, Vol. 84, 143-153.
- CAETANO, M., CARRÃO, H., SARMENTO, P., & NUNES, V. 2010. GlobCover Developments in Environmental Earth Observation from Space. En *Accuracy assessment of the Portuguese CORINE land cover map*, 459-467. Rotterdam: Milpress.
- CERDEIRA, C., ARAÚJO, A., CARRÃO, H., & CAETANO, M. 2006. Validação das cartografias globais de ocupação do solo, GLC2000 e MOD12Q1, para Portugal Continental. En IX Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica.
- CHENG, T., MOLENAAR, M., & LIU, H. 2001. Formalizing fuzzy objects from uncertain classification results. *International Journal of Geographical Information Science*, Vol. 15, 27-42.
- CLEVERS, J., SCHAEPMAN, M., MÜCHER, C., DE WIT, A., ZURITA-MILLA, R., & BARTHOLOMEUS, H. 2007. Using MERIS on Envisat for land cover mapping in the Netherlands. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 28, 637-652.
- COHEN, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, Vol. 20, 37-46.
- CONGALTON, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37, 35-46.
- EEA. 2002. CORINE land cover update. I & CLC2000 project. Technical guidelines. Technical report, European Environmental Agency.
- EUROSTAT. 2008. Eurostat year book- Europe in Figures. Technical report, Statistical Office of the European Communities. Luxemburgo.
- FENG, C. C., & FLEWELLING, D. M. 2004. Assessment of semantic similarity between land use/land cover classification systems. *Computers, Environment and Urban Systems*, Vol. 28, 229-246.
- FOODY, G. M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 80, 185-201.
- FRIEDL, M. A., BRODLEY, C., & STRAHLER, A. 1999. Maximizing land cover classification accuracies produced by decision trees at continental to global scales. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Vol. 37, 969-977.
- FRIEDL, M. A., McIVER, D. K., HODGES, J. C. F., ZHANG, D., MUCHONEY, D., STRAHLER, A. H., WOODCOCK, C. E., GOPAL, S., SCHENEIDER, A., COOPER, A., BACCINI, A., GAO, F., & SCHAAF, C. 2002. *Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results*. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 83, 287-302.
- FRIEDL, M. A., SULLA-MENASHE, D., TAN, B., SCHNEIDER, A., RAMANKUTTY, N., SIBLEY, A., & HUANG, X. 2010. MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 114, 168-182.
- FRITZ, S., BARTHOLOMÉ, E., BELWARD, A., HARTLEY, A., STIBIG, H., & EVA, H. 2003. Harmonization, mosaicking and production of the global land cover 2000 database. Technical report, Ispra, Italy: Joint Research Center.
- FRITZ, S., & SEE, L. 2008. Identifying and quantifying uncertainty and spatial disagreement in the comparison of global land cover for different applications. *Global Planetary Change*, Vol. 14, 1057-1075.
- FRITZ, S., & SEE, L. 2005. Comparison of land cover maps using fuzzy agreement. *International Journal of Geographical Information Science*, Vol. 19, 787-807.
- FRITZ, S., McCALLUM, I., SCHILL, C., PERGER, C., SEE, L., SCHEPASCHENKO, D., VAN DERVELDE, M., KRAXNER, F., & OBERSTEINER, M. 2012. Geo-Wiki: An online platform for improving global land cover. *Environmental Modelling & Software*, Vol. 31, 110-123.
- GARCÍA-GIGORRO, S., GONZÁLEZ-ALONSO, F., MERINO-DE MIGUEL, S., ROLDÁN-ZAMARRÓN, A., & CUEVAS, J. 2007. MERIS-FR potential for land use-land cover mapping in Spain. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 28, 1405-1412.
- GIRI, C., ZHU, Z., & REED, B. 2005. A comparative analysis of the Global Land Cover 2000 and MODIS land cover datasets. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 94, 123-132.
- HEROLD, M., MAYAUX, P., WOODCOCK, C., BACCINI, A., & SCHMULLIUS, C. 2008. Some challenges in global land cover mapping: An

- assessment of agreement and accuracy in existing 1 km datasets. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 112, 2538-2556.
- HEROLD, M., HUBALDN, R., & DI GREGORIO, A. D. 2009. Translating and evaluating land cover legends using the UN Land Cover Classification System (LCCS). GOCF-GOLD report series, 43, Workshop report of FAO, Rome, Italy.
- JANSEN, L., & DI GREGORIO, A. D. 2002. Parametric land cover and land-use classifications as tools for environmental change detection. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 91, 89-100.
- KALNAY, E., & CAI, M. 2003. Impact of urbanization and land-use change on climate. *Nature*, Vol. 423, 528-531.
- LATIFOVIC, R., & OLTFOF, I. 2004. Accuracy assessment using sub-pixel fractional error matrices of global land cover products derived from satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 90, 153-165.
- LOVELAND, T. R., REED, B. C., BROWN, J. F., OHLEN, D. O., ZHU, Z., YANG, L., & MERCHANT, J. M. 2000. Development of a global land cover characteristics database and IGBP DISCover from 1 km AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 21, 1303-1330.
- MARM. 2013. SIG Mapa. Documentación técnica, Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino. Último acceso 24/06/13 <http://sig.marm.es/siga/>
- MAYAUX, P., BARTHOLOMÉ, E., FRITZ, S., & BELWARD, A. 2004. A new land-cover map of Africa for the year 2000. *Journal of Biogeography*, Vol. 31, 861-877.
- MAYAUX, P., EVA, H., GALLEGO, J., STRAHEL, A., HEROLD, M., AGRAWAL, S., NAUMOV, S., MIRANDA, E. D., BELLA, C. D., ORDYNE, C., KOPIN, Y., & ROY, P. 2006. Validation of the global land cover map. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Vol. 44, 1728-1739.
- McCALLUM, I., OBERSTEINER, M., NILSSON, S., & SHVIDENKO, A. 2006. A spatial comparison of four satellite derived 1 km global land cover datasets. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Vol. 8, 246-255.
- MF50. 2001. Mapa Forestal de España 2001. Banco de datos de la Naturaleza. Documentación técnica, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis. Island Press. Washington. Technical report, World Resources Institute.
- MORENO, M. V., & CHUVIECO, E. 2009. Validación de productos globales de cobertura del suelo en la España Peninsular. *Revista de Teledetección*, Vol. 31, 5-22.
- MORISSETTE, J. T., PRIVATTE, J. L., & JUSTICE, C. O., 2002. A framework for the validation of MODIS Land products. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 83, 77-96.
- NEUMANN, K., HEROLD, M., HARTELY, A., & SCHMULLIUS, C. 2007. Comparative assessment of CORINE2000 and GLC2000: Spatial analysis of land cover data for Europe. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Vol. 9, 425-437.
- PÉREZ-HOYOS, A., GARCÍA-HARO, J. F., & SAN-MIGUEL-AYANZ, J. 2012. Conventional and fuzzy comparisons of large scale land cover products: Application to CORINE, GLC2000, MODIS and GlobCover in Europe. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 74, 185-201.
- SCHREIER, G., & DECH, S. 2005. High resolution earth observation satellites and services in the next decade- a European perspective. *Acta Astronautica*, Vol. 57, 520-533.
- STEHMAN, S., & CZAPLEWSKI, R. L. 1998. Design and analysis for thematic map accuracy assessment: Fundamental principles. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 64, 331-344.
- STORY, M., & CONGALTON, R. 1986. Accuracy assessment: a user perspective. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 52, 397-399.
- VALCÁRCEL, N., VILLA, G., AROZARENA, A., GARCÍA-ASENSIO, L., CABALLERO, M., PORCUNA, A., DOMENECH, E., & PECES, J. 2008. SIOSE a successful test bench towards harmonization and integration of land cover/use information as environmental reference data. *In The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Science*. Beijing, vol. XXXVII, 1159-1163.
- VERBUG, P. H., NEUMANN, K., & NOL, L. 2010. Challenges in using land use and land cover data for global change studies. *Global Change Biology*, Vol. 17, 974-989.
- WU, W., SHIBASAKI, R., YANG, P., ONGARO, L., ZHOU, Q., & TANG, H. 2008. Validation and comparison of 1 km global land cover products in China. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 29, 3736-3785.
- YOU, L., WOOD, S., & WOOD-SICHTA, U. 2009. Generating plausible crop distribution and performance maps for Sub-Saharan Africa using a spatially disaggregated data fusion and optimization approach. *Agriculture Systems*, Vol. 99, 126-140.
- ZADEH, L. 1965. Fuzzy sets. *Information and Control*, Vol. 8, 338-353.

Estimación de la evapotranspiración utilizando bandas del infrarrojo medio

D. Girolimetto¹ y V. Venturini¹

¹ Centro de Estudios HidroAmbientales. Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas. Universidad Nacional del Litoral. Ciudad Universitaria. CC217 Santa Fe, 3000, Argentina

Resumen

La creciente demanda del recurso hídrico conlleva la necesidad de utilizarlo eficientemente en todos los ámbitos, y en particular, en la agricultura por ser la principal consumidora de agua. Desde hace varias décadas la comunidad científica ha desarrollado y actualizado diferentes métodos que apoyan la gestión del agua para la agricultura. Entre estos modelos destacamos aquellos que permiten calcular la principal pérdida de agua, la evapotranspiración (ET). La tecnología satelital ha generado un punto de inflexión en estos desarrollos científicos al proporcionar información con resoluciones espacio-temporales muy finas comparadas con la densidad de información de campo. Así, existen muchos modelos para estimar la ET con datos de teledetección. En este trabajo se presenta una modificación al cálculo del parámetro «F» del modelo de Venturini *et al.* (2008) que determina la ET con datos de teledetección. La humedad relativa de la superficie, $\sigma = e_s / e^*_{s}$, puede ser estimada mediante las propiedades de las bandas infrarrojas cortas (SWIR) y fácilmente incorporada al cálculo de F y ET. Los resultados preliminares obtenidos con esta nueva forma de estimar F son promisorios, mostrando un error medio cuadrático del orden del 13% del valor medio de la ET y un sesgo de aproximadamente 4%. Los estadísticos indicarían que el modelo modificado supera al modelo original.

Palabras clave: evapotranspiración, SWIR, humedad relativa de la superficie, MODIS, estrés hídrico

Abstract

Evapotranspiration estimation using short-wave infrared bands

The growing demand for water leads to the need for efficient use in all areas, and particularly in the agriculture practices that are the main consumer of water. For several decades the scientific community developed and updated different methods that support water management for agriculture. These models include those that calculate the main loss of water, the evapotranspiration (ET). Satellite technology has created a turning point for these scientific developments providing information with fine spatial-temporal resolutions compared to the density of field data. Thus, today there are many models available to estimate ET with remotely sensed data. In this work we present a modification to the calculation of the parameter «F» in model published by Venturini *et al.* (2008) to compute ET with remotely sensed data. The relative humidity of the surface, $\sigma = e_s / e^*_{s}$, can be estimated from the properties of the short infrared bands (SWIR), and easily incorporated in the calculation of F and ET. The results obtained with the new F shows promising results. The mean square error is about 13% of the mean ET and the resulting bias approximately 4%. These statistics would indicate that the modified model results improve the original model.

Key words: evapotranspiration, SWIR, relative surface moisture, MODIS, water stress.

* Autor para la correspondencia: dgirolimetto@fich.unl.edu.ar

Recibido: 11-10-13; Aceptado: 26-11-13.

Introducción

La demanda creciente de agua a nivel mundial, ha motivado la necesidad de utilizar este recurso de forma eficiente en todos los ámbitos, y en particular, en la agricultura por ser la principal consumidora de agua. A su vez, la actividad agrícola juega un papel de suma importancia en el producto bruto interno de los países, aportando grandes beneficios económicos y brindando la principal fuente de alimentos a sus poblaciones. Es por ello, que se generan planes que optimicen el uso del agua mientras se maximiza la producción, conservando el recurso hídrico para las generaciones futuras.

En las últimas cuatro décadas, la comunidad académica internacional ha puesto especial atención en el desarrollo de diversas metodologías tendientes a aportar soluciones al sector agrícola (Sullivan *et al.*, 2007). La necesidad de monitorear grandes regiones, ha motivado el desarrollo de métodos para el cálculo de la evapotranspiración (ET) sobre la base de datos provenientes de sensores remotos. El advenimiento de los sensores remotos, permitió cuantificar el flujo de energía radiante que proviene de las diferentes superficies, proporcionando información que caracteriza las funciones y propiedades de los diferentes ecosistemas en general.

La tecnología satelital permitió el desarrollo de diversas metodologías para estimar la ET en base a datos remotamente sensados (Jackson *et al.*, 1977; Seguin *et al.*, 1989; Jiang e Islam, 2001; Nishida *et al.*, 2003; Norman *et al.*, 2003; Rivas y Caselles, 2004; Venturini *et al.*, 2008). En particular, el método desarrollado por Venturini *et al.*, (2008), requiere exclusivamente de datos satelitales para estimar la ET, facilitando su aplicación. Este método permite obtener mapas de ET a partir de la relación complementaria propuesta por Granger (1989) y la ecuación de Priestley and Taylor (1972), mencionada como P-T de aquí en adelante. El modelo elimina la función del viento y los parámetros de resistencia mediante la inclusión de la de evaporación relativa.

En este trabajo se adopto modelo propuesto por Venturini *et al.* (2008) pero se modificó la metodología de obtención del parámetro principal de dicho modelo.

Revisión del modelo de Venturini *et al.*

Como ya se mencionó, Venturini *et al.*, (2008) desarrollaron una ecuación basada en la relación complementaria de Granger, (1989), la ecuación de P-T y el concepto de evaporación relativa propuesto por Granger y Gray (1989), que se define como:

$$GG = \frac{ET}{E_{pot}} = \frac{f_u(e_s - e_a)}{f_u(e_s^* - e_a)} \quad [1]$$

donde f_u es una función de la velocidad del viento y altura de la vegetación, e_s es la presión de vapor de agua real de la superficie al momento de la medición, e_a es la presión de vapor de agua real del aire al momento de la medición, e_s^* es la presión de vapor de agua de saturación de la superficie.

Venturini *et al.* supusieron que f_u afecta de forma similar a la ET y a la evapotranspiración potencial (E_{pot}). También consideraron que las presiones de vapor de agua de saturación y real se pueden calcular a partir de la curva SVP con los datos de temperatura (Figura 1). De esta forma, los autores expresaron a la evaporación relativa (F) de la siguiente manera:

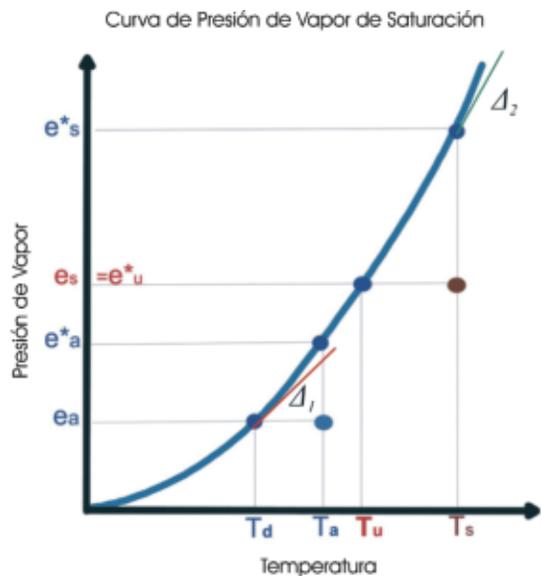


Figura 1. Esquema de la curva de presión de vapor de saturación y la relación entre T_u , T_s , e_s , e_s^* en el contexto de la temperatura de superficie. El aire suprayacente, se caracteriza por T_a y T_a y la presión de vapor e_a^* y e_a respectivamente.

$$F = \frac{ET}{E_{pot}} = \frac{(e_s - e_a)}{(e_s^* - e_a)} \cong \frac{(T_u - T_d)\Delta_1}{(T_s - T_d)\Delta_2} \quad [2]$$

donde T_u es la temperatura de la superficie si ésta es saturada sin cambiar su presión de vapor de agua real. Este concepto es análogo al concepto de temperatura punto de rocío (T_d). T_s es la temperatura de la superficie y Δ_1 y Δ_2 son las pendientes de la curva presión de vapor de agua de saturación (SVP) para las temperaturas T_d y T_s respectivamente (ver Figura 1).

A partir de la ecuación [2], es posible obtener E_{pot} ($E_{pot} = ET / F$) y combinarlo con la ecuación complementaria de Granger (1989) [$ET + E_{pot}(\gamma / \Delta) = E_w(\Delta + \gamma) / \Delta$], lo que redundará en una expresión para ET como una función de la evapotranspiración de ambiente húmedo (E_w),

$$ET + \frac{ET\gamma}{F\Delta} = E_w \left(\frac{\gamma + \Delta}{\Delta} \right) \quad [3]$$

donde Δ es la pendiente de la curva SVP y γ es la constante psicrométrica.

Venturini *et al.* utilizaron la ecuación de P-T para calcular E_w . Consecuentemente, combinando la expresión de P-T con la ecuación [3], se obtiene la siguiente expresión para ET :

$$ET = \alpha \left(\frac{F\Delta}{F\Delta + \gamma} \right) (R_n - G) \quad [4]$$

donde α es el parámetro de P-T que generalmente es considerado como igual a 1.26 para superficies saturadas, R_n es la radiación neta a nivel de la superficie y G es el flujo de calor del suelo.

En esta nueva expresión de ET , es necesario determinar el factor F . Para ello, los autores utilizaron la curva SVP suponiendo que, en superficies no saturadas, las fuerzas actuantes sobre las moléculas de agua son las mismas que en superficies saturadas. Venturini *et al.* utilizaron la ecuación de Buck (1981) para modelar la curva SVP y aproximar T_u .

La pendiente de la curva SVP en T_s y T_d (Δ_2 y Δ_1 respectivamente) puede obtenerse como la primera derivada de la curva SVP así como también a partir de la linealización de la curva SVP en los intervalos $[T_d, T_u]$ y $[T_u, T_s]$. Por lo

tanto, igualando ambos conceptos, los autores derivaron la siguiente expresión para T_u :

$$T_u = \frac{(e_s^* - e_a) - \Delta_2 T_s + \Delta_1 T_d}{\Delta_1 - \Delta_2} \quad [5]$$

Con T_u determinado, es posible obtener e_s y luego calcular ET . Una completa discusión acerca de la definición de T_u y su cálculo pueden encontrarse en Venturini *et al.*, (2008).

Los autores reconocen que esta forma de estimar T_u es numérica y no refleja totalmente los procesos involucrados en dicha variable.

Derivación del nuevo coeficiente F

Para resolver la ecuación [2] es necesario conocer e_s , o la temperatura T_u , como se explicó anteriormente. La estimación de T_u a partir de la linealización de la curva SVP, implica tácitamente que T_u es dependiente de T_d , es decir, depende en cierta medida de la humedad relativa del aire. Sin embargo, por definición (Venturini *et al.*, 2008), T_u es una variable de superficie que dependería sólo de la T_s y del contenido de humedad de la superficie.

La ecuación [2], está gobernada por el déficit de presión de vapor de la superficie evaporante ($e_s^* - e_s$) o por la disponibilidad de agua en la superficie. En otras palabras, en una superficie saturada, $e_s = e_s^*$, mientras que en una superficie muy seca, e_s tiende a e_a (Granger y Gray, 1989).

La relación entre e_s y e_s^* fue analizada por Barton, (1979) quien en virtud de describir la evaporación desde una superficie no saturada, introdujo el parámetro σ definido como el cociente entre una condición real y potencial de presiones:

$$\sigma = \frac{e_s}{e_s^*} \quad [6]$$

Barton definió a σ como una medida de la humedad disponible sobre la superficie. El autor utilizó datos de la región árida de Deniliquin (Australia) para relacionar empíricamente σ con la humedad del suelo (HS). Las siguientes relaciones fueron encontradas por Barton:

$$\sigma = \frac{1.8HS}{HS + 30} \quad \text{Si } HS < 37.5 \quad [7]$$

$$\sigma = 1 \quad \text{Si } HS \geq 37.5 \quad [8]$$

donde HS es la humedad del suelo en %.

Para dicha región, el autor encontró que un suelo desnudo se satura para $HS \geq 37.5\%$. Este límite es un parámetro de ajuste del método de Barton, que debe ser definido para cada tipo de suelo y región en estudio. El autor no reportó valores de σ para superficies mixtas (suelo + vegetación), sin embargo, Barton indicó que esta parametrización es práctica ya que se puede incorporar fácilmente en un modelo de *ET*.

El concepto de σ es utilizado en este trabajo para relacionar a T_u con propiedades de la superficie. Más específicamente, σ puede ser aproximado a partir de la reflectancia en las frecuencias del infrarrojo de onda corta (SWIR) y relacionado con el concepto de humedad relativa de una superficie de evaporación.

La energía en el SWIR es absorbida por el agua, por lo que estas bandas son sensibles a las variaciones del contenido de humedad de una superficie (Chen *et al.*, 2005) y han sido ampliamente utilizadas para estimar el contenido de agua de la vegetación y para estimar la humedad del suelo (Knaeps *et al.*, 2012). Diversos autores utilizaron combinaciones de la reflectancia en el infrarrojo cercano (NIR) y en el SWIR para estudiar cambios en el contenido de agua foliar (Hunt *et al.*, 1987; Gao, 1996; Ceccato *et al.*, 2001; Fensholt y Sandholt, 2003; Zarco-Tejada *et al.*, 2003; Chen *et al.*, 2005; Cheng *et al.*, 2006; Trombetti *et al.*, 2008).

La importante absorción por agua producida a longitudes de onda $> 1000 \text{ nm}$, tiene un efecto significativo sobre la reflectancia, la que está negativamente relacionada con el contenido de agua de la superficie (Yilmaz *et al.*, 2008). Así, los suelos secos presentan una alta reflectividad en contraste con la baja reflectancia de los suelos húmedos (Lovell y Asner, 2002). Hay otros parámetros que afectan a las ondas SWIR, como por ejemplo, la estructura interna de la hoja, contenido de materia seca, tipo de suelo, entre otros, pero son insignificantes en comparación con la absorción por agua (Fensholt y Sandholt, 2003). Ceccato *et al.*, (2002) sugieren que más del 50% de los

cambios en la reflectancia del SWIR se deben a la absorción causada por el contenido de agua en el suelo y vegetación. Esta región del espectro electromagnético sería sensible al vapor de agua atmosférico, sin embargo en áreas relativamente pequeñas en ausencia de nubes, la variabilidad espacial atmosférica sería insignificante y las variaciones de las bandas SWIR se relacionan con la presencia de agua en la superficie (Tucker, 1980; Hunt *et al.*, 1987; Ceccato, *et al.*, 2001).

Diferentes pruebas de laboratorio demostraron que para cualquier superficie saturada, la reflectancia en el SWIR es casi nula (Zarco-Tejada *et al.* 2003). Se ha observado que la banda del sensor MODIS correspondiente a los 2130 nm es altamente sensible al contenido de agua de las hojas (Fensholt and Sandholt, 2003). En esta frecuencia, a medida que aumenta el contenido de agua en la vegetación, la reflectancia disminuye, alcanzando valores cercanos a cero para superficies con alto contenido de humedad.

Esta propiedad se utiliza para definir la reflectancia SWIR correspondiente a la condición de saturación (R_{sat}). Por lo tanto, considerando la superficie conformada por el complejo suelo + vegetación, a medida que aumenta el contenido de agua, la reflectancia en el SWIR disminuye. Considerando dicha relación inversa y suponiendo que la disminución de la reflectancia en el SWIR es esencialmente debido al contenido de agua de la superficie, σ puede aproximarse como:

$$\sigma = \frac{R_{sat}}{R_i} \quad [9]$$

donde R_{sat} es la reflectancia de una superficie saturada y R_i es la reflectancia SWIR del pixel i .

A los fines prácticos, R_{sat} es fácilmente obtenible a partir de la relación entre R_i y la HS , si los datos *in situ* están disponibles; de lo contrario, R_{sat} se puede aproximar como la reflectancia media de los píxeles identificados como agua libre (por ejemplo píxeles con $NDVI < 0$) en una imagen. En cualquier caso, valores de R_i cercanos a cero representan píxeles saturados y pueden ser tomados como R_{sat} .

Con σ determinado, se puede calcular $e_s = \sigma e_s^*$ y determinar el parámetro F (ecuación [2]) para luego calcular *ET*.

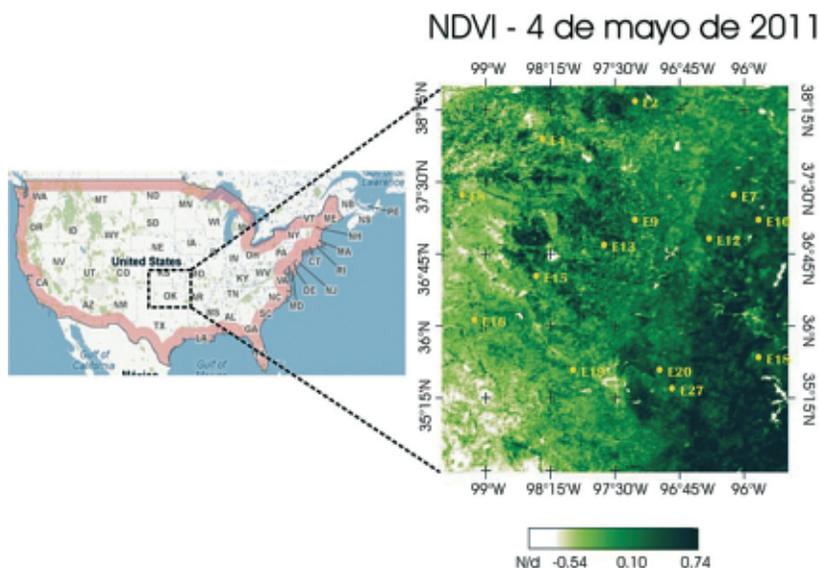


Figura 2. Ubicación del área de estudio y estaciones de muestreo sobre un mapa de NDVI.

Zona de estudio

El área de estudio se encuentra en la región denominada Southern Great Plains (SGP) de EE.UU., entre los 95,5 y 99,5° de longitud Oeste y los 34,5 y 38,5° de latitud Norte (Figura 2).

SGP es una planicie que se extiende sobre el Estado de Oklahoma y el sur de Kansas. Presenta una geografía relativamente homogénea, con un rango de elevaciones que va desde los 490 m al Este hasta los 900 m hacia el Oeste, incrementándose gradualmente. En estos llanos, las pendientes son cortas y empinadas en los valles. El clima es subtropical semiárido, con inviernos fríos y secos y veranos calurosos. Las precipitaciones máximas ocurren en verano, sin embargo, las temperaturas altas hacen que la estación sea relativamente seca. La temperatura media anual varía entre los 14°C y los 18°C y las precipitaciones entre los 490 y 740 mm. La cobertura vegetal es heterogénea, siendo la hierba la vegetación dominante en la pradera. Debido a que, en general, las condiciones climáticas y de suelo son favorables, la mayor parte de la superficie se encuentra cultivada (<http://www.arm.gov>).

SGP cuenta con una amplia red de estaciones terrenas que son mantenidas por el programa Atmospheric Radiation Measurement (ARM). Las estaciones se encuentran bien distribuidas en todo el dominio como se puede observar en la Figura 2.

Datos disponibles

La zona denominada SGP presenta una extensa cobertura de estaciones del tipo Energy Balance Bowen Ratio (EBBR) que permiten obtener observaciones de los flujos de calor a nivel de la superficie como así también de diferentes variables meteorológicas. El sistema EBBR produce cada 30 min, estimaciones de cuatro variables primarias: flujo de calor sensible, flujo de calor latente, R_n y valor medio de flujo de calor de la superficie del suelo. Además e registran variables ambientales tales como temperatura del aire (T_a), presión de vapor, presión atmosférica, humedad de suelo (HS , a cinco profundidades), temperatura de suelo (T_{suelo} , a cinco profundidades), flujo de calor del suelo (a cinco profundidades), dirección y velocidad de viento. Mayor información acerca de los datos está disponible en <http://www.arm.gov>.

Imágenes satelitales

El sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) se encuentra a bordo de los satélites Terra y Aqua. Estos satélites forman parte de la misión EOS (Earth Observing System) de la NASA. MODIS proporciona una resolución radiométrica alta, de 12 bits, en 36 bandas del espectro electromag-

Tabla 1. Fecha, día del año, hora de paso del satélite y calidad de la imagen.

Fecha	Día del año (DOY)	Hora de paso (UTC)	Calidad de la imagen (% de nubes)
5 de junio del 2011	156	19:55	14
1 de junio del 2010	152	19:15	4
4 de junio del 2010	155	19:45	18
5 de junio del 2009	156	19:25	14

nético que abarcan longitudes de onda desde los 0.4 a los 14.4 μm . Para obtener más información sobre el sensor MODIS se puede visitar la página: <http://modis.gsfc.nasa.gov/>.

En este trabajo se seleccionaron 4 imágenes MODIS-Aqua correspondientes a la verano de los años 2009, 2010 y 2011, con al menos el 80% del área de estudio libre de nubes. La Tabla 1 resume la información de las imágenes incluyendo la fecha, día del año, la hora de paso del satélite y la calidad de la imagen.

Se utilizaron los productos MYD02, MYD07 y MYD11. El producto MYD02 ofrece diariamente la radiancia calibrada y geolocalizada, al tope de la atmósfera, de 36 bandas espectrales. Las bandas 8-36 presentan una resolución espacial de 1 km, mientras que los datos correspondientes a las bandas 1-2 (250 m) y 3-7 (500 m) son agregados hasta una resolución de 1 km. Las imágenes correspondientes al rojo (R) y NIR, fueron utilizadas para obtener el índice de vegetación NDVI; mientras que las imágenes de reflectancia de la banda 7 (R7) correspondiente al canal centrado en los 2.130 μm se utilizaron para obtener σ .

El producto MYD07 ofrece perfiles de temperatura y humedad, concentración total de la columna de ozono, vapor de agua precipitable y varios índices de estabilidad atmosférica (Seemann *et al.*, 2003; Seemann *et al.*, 2006). Los perfiles de temperatura y humedad son producidos en 20 niveles verticales de presión atmosférica (Menzel *et al.*, 2002). El algoritmo utilizado por MODIS para recuperar los perfiles atmosféricos, es una regresión estadística que permite una recuperación física posterior (Smith y Woolf, 1988; Hayden, 1988; Li, 2000). En este trabajo se utilizó el perfil vertical de 950 hPa por ser el nivel más cercano a las presiones atmosféricas registradas en la zona de estudio. Este perfil corresponde exactamente

al plano de los 950 hPa y ofrece la T_a y la T_d de todos aquellos puntos del plano con presiones atmosféricas mayores o iguales a 950 hPa. La resolución espacial de este producto es de 5 km^2 y la resolución temporal es diaria.

El producto MYD11 proporciona imágenes de T_s y emisividad de la superficie diariamente (Wan y Dozier, 1996; Venturini *et al.*, 2004; Venturini *et al.*, 2010). El producto tiene una precisión de 1 K para materiales con emisividades conocidas.

Estos productos fueron validados, lo que significa que las incertidumbres de los mismos están bien definidas sobre un rango de condiciones representativas. En el siguiente link <http://www.modis.gsfc.nasa.gov> es posible encontrar toda la información acerca de estos productos. Todas las imágenes utilizadas, georreferenciadas a partir de las coordenadas geográficas (Latitud y Longitud) originales de las mismas, fueron recortadas en una matriz de 445 \times 445 píxeles de 1 km^2 aproximadamente.

Calculo de σ

Con el fin de aproximar R_{sat} , se contrastó la R7 con los datos de HS (% gravimétrico) obtenidos en cada estación de muestreo para cada uno de los días analizados (Figura 3). Se observó una relación inversa entre ambas variables, lo que es congruente con lo observado por Zarco-Tejada *et al.*, (2003) quienes modelaron la reflectancia de la vegetación para diferentes valores de contenido de agua en la hoja.

En la Figura 3 se observa que la R7 tiende a hacerse asintótica a 0,06 para valores de HS mayores a 25%, indicando la condición de saturación de la superficie (Hillel, 1998). Se adopta R_{sat} igual a 0.06 coincidiendo con la re-

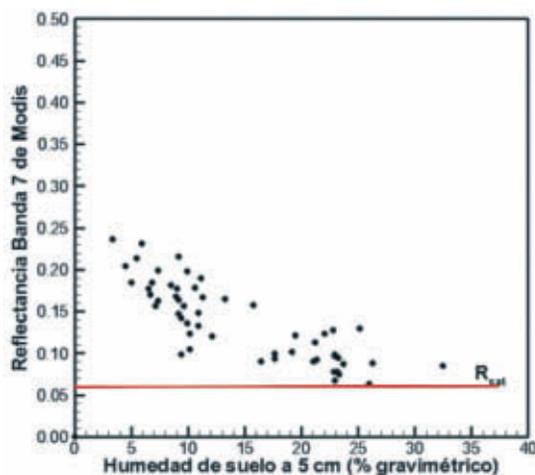


Figura 3. Relación entre R7 y HS. Superpuesto R_{sat} .

reflectancia mínimo mínimum. En el caso de no contar con observaciones de HS, R_{sat} puede obtenerse a partir de la reflectancia de los píxeles identificados con $NDVI < 0$ en la imagen del SWIR. En este caso, R_{sat} se obtiene como $(\sum R_{d_{NDVI < 0}}) / n$, donde $R_{d_{NDVI < 0}}$ es la reflectancia media de los píxeles identificados con $NDVI < 0$ en la banda del SWIR para un día dado, y n es el total de días analizados.

Se destaca la similitud en los valores obtenidos de R_{sat} a partir de observaciones de HS y a partir de $R_{d_{NDVI < 0}}$ (0.06 y 0.059). Las pruebas de laboratorio demostraron que la reflectancia de una superficie saturada presenta un rango de variación limitado cualquiera sea la superficie y estación del año (Zarco-Tejada, 2003), razón por la cual, R_{sat} puede considerarse constante sin introducir grandes errores.

Con R_{sat} determinado, es posible aplicar la ecuación [9] y obtener σ para cada uno de los días estudiados. Luego, e_s puede ser obtenido (ver ecuación [6]) y el parámetro F calculado mediante la aplicación de la ecuación [2]. Finalmente, la ET modificada a partir de σ (ET_{G-V}) puede ser estimada para los días analizados.

Validación de la ET modificada a partir de σ

Se contrastaron los resultados de ET_{G-V} con los datos observados (ET_{obs}). Los estadísticos utilizados para analizar la bondad del nuevo modelo fueron el bias, el error medio cuadrático (RMSE) y el coeficiente de correlación (r). El bias se calculó como $\sum(ET_{obs} - ET_{calculada}) / n$ y el RMSE como $[\sum(ET_{obs} - ET_{calculada})^2 / n]^{0.5}$, donde n es el número de observaciones ($n = 20$). La ET_{G-V} arrojó un RMSE de 52.0 Wm^{-2} y un bias de 15.9 Wm^{-2} , los que representan el 13% y el 4% de la media de ET_{obs} , respectivamente. Estos valores son similares a los presentados por otros autores (Kustas *et al.*, 2003; Batra *et al.*, 2006; Venturini *et al.*, 2008; Peng *et al.*, 2012). Los estadísticos sugieren que el modelo modificado, ET_{G-V} , representa correctamente los valores observados.

La Tabla 2 muestra el RMSE y el bias del modelo para cada día analizado. En general, los RMSEs son menores al 13% de los valores medios para cada día, con sesgos inferiores al 8% de la ET_{obs} . Sólo el día 04/06/2010 presentó un RMSE de 19% con un sesgo del mismo orden. La calidad de la imagen de dicho día (18% de nubes) no es buena y solo dos estaciones están libres del efecto de nubes. Venturini *et al.*, (2008) publicaron valores de RMSE y bias del orden de 18% y 15% del valor medio de ET_{obs} para la misma región. Kalma *et al.*, (2008) realizaron un análisis exhaustivo donde los resultados de 30 estudios publicados sobre validación de ET fueron resumidos. Estos autores informaron valores RMSE del orden de los 50 Wm^{-2} y errores relativos entre el 15 y el 30%. Long y Singh, (2012) publicaron recientemente valores de RMSE entre 45.6 Wm^{-2} y 63.1 Wm^{-2} utilizando imágenes Landsat TM/ETM+ y ASTER, respectivamente.

Tabla 2. Comparación entre ET_{obs} y $ET_{calculada}$ en cada día analizado.

Día	# de observaciones	ET_{G-V}	
		RMSE	Bias
5 de junio del 2011	8	36.78	-18.82
1 de junio del 2010	2	19.22	-5.54
4 de junio del 2010	4	84.05	-74.97
5 de junio del 2009	8	31.53	-19.95

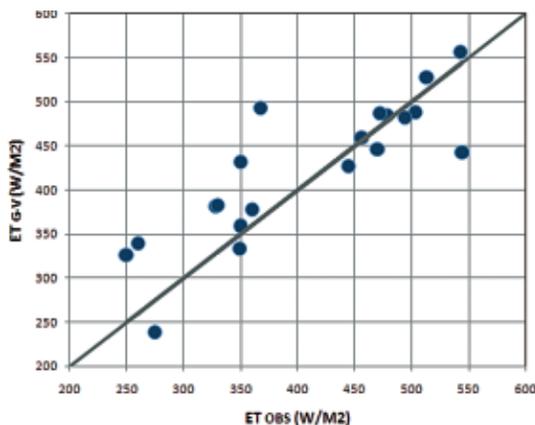


Figura 4: Contraste entre los resultados de ET_{G-V} y ET_{obs} .

Finalmente, la Figura 4 muestra el contraste entre el modelo modificado y ET_{obs} . El modelo modificado presenta un buen ajuste con la ET_{obs} y significaría una importante mejora en las estimaciones de ET con datos provenientes de satélites. El parámetro σ incorporado en la metodología mejora las estimaciones de ET , siendo además el nuevo método fácil de obtener con datos teledetectados, pudiendo ser codificado y aplicado rutinariamente sin supervisión.

Análisis de σ

Como se demostró en el apartado anterior, σ mejora notoriamente las estimaciones de ET , sin embargo, se debe analizar la sensibilidad de dicho parámetro para capturar distintas condiciones de humedad de la superficie. Por ello se lo contrastó con observaciones de HS (% gravimétrico) a una profundidad de 5 cm (Figura 5), obteniéndose una correlación de 0.82, indicando una clara asociación entre ellos. Si se supone que valores de $HS > 25\%$ indican el límite para la condición de saturación de la superficie en la región en estudio, valores de σ superiores a 0.70 indicarían que la superficie se encuentra saturada. Barton (1979) encontró que para suelo desnudo, un valor de $\sigma \approx 1$ se correspondía con una condición de humedad superficial $> 35\%$ (en peso de suelo seco). Recordemos que el autor no reportó valores de σ para superficies mixtas. De acuerdo a lo analizado, σ parecería captar las variaciones temporales y espaciales de la HS .

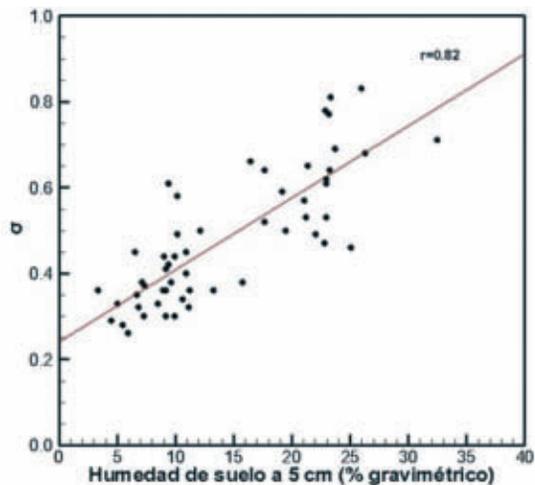


Figura 5. Relación entre σ y HS .

Discusión y conclusiones

El cálculo de la ET ha sido un desafío para los hidrólogos. La ET es la pérdida local de agua más importante de cualquier ecosistema, por lo que su estimación requiere de métodos precisos.

En general, muchos de los modelos actuales para estimar la ET requieren poca cantidad de observaciones auxiliares de campo (Jiang y el Islam, 2001; Nishida *et al.*, 2003; Venturini *et al.*, 2008). Hoy en día, los sensores satelitales son una fuentes de datos cruciales para cualquier modelo ya sea físico o empírico, no sólo por su eficacia en el monitoreo de los diferentes ecosistemas terrestres, sino también para el tipo y calidad de la información entregada.

En este trabajo, la metodología de Venturini *et al.*, (2008) fue modificado para mejorar la estimación del parámetro principal del método. Se propuso una metodología sencilla que relaciona las propiedades de las bandas infrarrojas cortas (SWIR) y el parámetro σ de Barton. Este parámetro σ se definen como e_s / e^*_s . Se propuso obtener σ como la relación entre la reflectancia SWIR de los píxeles saturados, aquí llamada R_{sat} , y la reflectancia del píxel común. R_{sat} , se puede estimar con la información de la imagen o con datos de humedad de suelo.

A fin de verificar que s representa el contenido de humedad de cada píxel, se lo contrastó con datos de HS , encontrándose una correlación entre ambas variables de 0.82, que indica una relación entre ambas. El análisis espacial

mostró que existe una correspondencia entre s y datos de HS a pesar de las diferentes escalas de observación que presentan las variables; mientras que HS presenta una escala de observación puntual y está medido por debajo de la superficie del suelo, σ es la respuesta superficial de un píxel mixto de 1 km² aproximadamente.

A fin de verificar la bondad del modelo propuesto acá, se compararon las estimaciones de ET_{G-V} con valores observados de ET encontrándose un RMSE del orden del 13%. En esta comparación nuevamente tenemos diferentes escalas, ya que las estaciones Bowen tienen un radio de cobertura de metros, mientras que la ET_{G-V} es un valor promedio en 1 km². Sin embargo los resultados obtenidos están dentro de los errores publicados por otros autores quienes trabajaron mejores resoluciones espaciales (Kustas *et al.*, 2003).

Aunque esta comparación no es exhaustiva, se aplicó el modelo a los meses de verano (donde se registran los mayores valores de R_n y ET), bajo el supuesto que los errores serían mayores también en esta época del año. Los resultados de la ET_{G-V} son mejores que los resultados de la ET obtenida con el modelo original de Venturini *et al.* el que se aplicó a diferentes estaciones del año.

En general, se puede decir que la selección del mejor modelo depende de los datos disponibles, el tipo de aplicación y la experiencia del usuario final. En este sentido, la combinación del modelo original de Venturini *et al.* con el nuevo parámetro s conduce a un modelo más preciso y robusto, que puede ser de gran ayuda para establecer sistemas de alerta.

Por otro lado, este nuevo modelo permitirá monitorear el estado hídrico de una superficie mixta fácilmente y a bajo costo operativo.

Referencias

- BATRA N., ISLAM S., VENTURINI V., BISHT G., & JIANG L. 2005. Estimation and Comparison of Evapotranspiration from Multiple Satellites for Clear Sky Days. *Remote Sensing of Environment*, 103, 1-15.
- BARTON I. J. 1979. A parameterization of the evaporation from nonsaturated surfaces. *Journal of Applied Meteorology*. 18, 43-47.
- BUCK, A. L. 1981. New equations for computing vapor pressure and enhancement factor. *Journal of Applied Meteorology*, 20, 1527-1532.
- CECCATO, P., FLASSE, S., TARANTOLA, S., JACQUEMOUD, S., & GREGOIRE, J. M. 2001. Detecting vegetation leaf water content using reflectance in the optical domain. *Remote Sensing of Environment*, 77, 22-33.
- CECCATO, P., GOBRON, N., FLASSE, S., PINTY, B., & TARANTOLA, S. 2002. Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 1. Theoretical approach. *Remote Sensing of Environment*, 82, 188-197.
- CHEN, D., HUANG, J., & JACKSON, T. 2005. Vegetation water content estimation for corn and soybeans using spectral indices derived from MODIS near- and short-wave infrared bands. *Remote Sensing of Environment*, 98, 225-236.
- CHENG, Y. B., ZARCO-TEJADA, P. J., RIANO, D., RUEDA, C. A., & USTIN, S. L. 2006. Estimating vegetation water content with hyperspectral data for different canopy scenarios: Relationships between AVIRIS and MODIS indexes. *Remote Sensing of Environment*, 105, 354-366.
- FENSHOLT, R., & SANDHOLT, I. 2003. Derivation of a shortwave infrared water stress index from MODIS near- and shortwave infrared data in a semiarid environment. *Remote Sensing of Environment*, 87, 111-121.
- GAO, B. C. 1996. NDWI-A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58, 257-266.
- GRANGER, R. J. 1989. An examination of the concept of potential evaporation. *Journal of Hydrology*, 111, 1-20.
- GRANGER, R. J., & GRAY, D. M. 1989. Evaporation from natural nonsaturated surfaces. *Journal of Hydrology*, 111, 21-29.
- HAYDEN, C. M. 1988. GEOS-VAS simultaneous temperature-moisture retrieval algorithm. *Journal of Applied Meteorology*. 27, 705-733.
- HILLEL, D. 1998. *Environmental Soil Physics*. Academic Press. Amsterdam. 771 pags.
- HUNT, E. R., ROCK, B. N., & NOBEL, P. S. 1987. Measurement of leaf relative water content by infrared reflectance. *Remote Sensing of Environment*. 22, 429-435.
- JIANG L., & ISLAM S. 2001. Estimation of surface evaporation map over southern Great Plains using remote sensing data. *Water Resources Research*, 37(2), 329-340.
- JACKSON, R. D., REGINATO, R. G., IDSO, S. B. 1977. Wheat canopy temperature: A practical tool for evaluating water requirements. *Water Resources Research*. 13: 651-656.
- KALMA, J. D., MCVICAR, T. R., & MCCABE, M. F. 2008. Estimating Land Surface Evaporation:

- A Review of Methods Using Remotely Sensed Surface Temperature Data. *Surveys in Geophysics*. Volume 29, Numbers 4-5, 421-469
- KNAEPS, E., DOGLIOTTI, A. I., RAYMAEKERS, D., RUDDICK, K., & STERCKX, S. 2012. In situ evidence of non-zero reflectance in the OLCI 1020 nm band for a turbid estuary. *Remote Sensing of Environment*. 120(SI), 133-144.
- KUSTAS, W. P., NORMAN, J. M., ANDERSON, M. C., & FRENCH, A. N. 2003. Estimating sub-pixel surface temperature and energy fluxes from the vegetation index-radiometric temperature relationship. *Remote Sensing of Environment*, 85, 429-440.
- LI, J., WOLF, W., MENZEL, W. P., ZHANG, W., HUANG, H. L., & HACHTOR, T. H. 2000. Global soundings of the atmosphere from ATOVS measurements: The algorithm and validation. *Journal Applied Meteorology*. 39, 1248-1268.
- LONG, D., & SINGH, V. P. 2012. A Two-source Trapezoid Model for Evapotranspiration (TTME) from satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 121, 370-388.
- LOBELL, D. V., & ASNER, G. P. (2002). Moisture effects on soil reflectance. *Soil Science Society of America Journal*. Vol. 66 N° 3, 722-727.
- MENZEL, W. P., SEEMANN, S. W., LI, J., & GUMLEY, L. E. 2002. MODIS Atmospheric Profile Retrieval Algorithm Theoretical Basis Document, Version 6, Reference Number: ATBD-MOD-07. http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod07.pdf (accessed on 12/04/2003).
- NISHIDA K., NEMANI, R. R., RUNNING, S. W., & GLASSY, J. M. 2003. An operational remote sensing algorithm of land surface evaporation. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 108.
- NORMAN, J. M., ANDERSON, M. C., KUSTAS, W. P., FRENCH, A. N., MECIKALSKI, J., & TORN, R. 2003. Remote sensing of surface energy fluxes at 101-m pixel resolutions. *Water Resources Research*. 39(8), 1221-1232.
- PENG, J., LIU, Y., ZHAO, X., & LOEW, A. 2012. Estimation of evapotranspiration from TOA radiances in the Poyang Lake Basin, China. *Hydrology and Earth System Sciences*. 9, 10963-11003.
- PRIESTLEY, CH. B., & TAYLOR, R. J. 1972. On the Assessment of Surface Heat Flux and Evaporation Using Large-Scale Parameters. *Monthly Weather Review*, 100, 81-92.
- RIVAS, R., & CASELLES, V. 2004. A simplified equation to estimate spatial reference evaporation from remote sensing-based surface temperature and local meteorological data. *Remote Sensing of Environment*, 83, 68-76.
- SEEMANN, S. W., LI, J., MENZEL, W. P., & GUMLEY, L. E. 2003. Operational retrieval of atmospheric temperature, moisture, and ozone from MODIS infrared radiances. *Journal of Applied Meteorology*. 42, 1072-1091.
- SEEMANN, S. W., BORBAS, E. E., LI, J., MENZEL, W. P., & GUMLEY, L. E. 2006. MODIS atmospheric profile retrieval algorithm theoretical basis document. Online document[http://modisatmos.gsfc.nasa.gov/_docs/MOD07:MYD07_A_TBD_C005.pdf].
- SEGUIN B., ASSAD, E., FRETAUD, J. P., IMBERNOM, J. P., KERR, Y., & LAGOUARDE, J. P. 1989. Use of meteorological satellite for rainfall and evaporation monitoring. *International Journal of Remote Sensing*. 10, 1001-1017.
- SMITH, W. L., & WOOLF, H. M. 1988. A linear simultaneous solution for temperature and absorbing constituent profiles from radiance spectra. Technical proceedings of the fourth international TOVS. Study conference held in Igls, Austria 16 to 22 March 1988. W.P. Menzel Ed. 330-347.
- SULLIVAN, D. G., FULTON, J. P., SHAW, J. N., & BLAND, G. 2007. Evaluating the sensitivity of an unmanned thermal infrared aerial system to detect water stress in a cotton canopy. *Trans. ASABE* 50, 1955-1962.
- TUCKER, C. 1980. Remote sensing of leaf water content in the near infrared. *Remote Sensing of Environment*. Volume 10, Issue 1, Pages 23-32
- VENTURINI, V., BISHT, G., ISLAM, S., & JIANG, L. 2004. Comparison of evaporative fractions estimated from AVHRR and MODIS sensors over South Florida. *Remote Sensing of Environment*, 93, 77-86.
- VENTURINI, V., ISLAM, S., & RODRÍGUEZ, L. 2008. Estimation of evaporative fraction and evapotranspiration from MODIS products using a complementary based model. *Remote Sensing of Environment*, 112, 132-41.
- VENTURINI, V., RODRÍGUEZ, L., & BISHT, G. 2010. A comparison among different modified Priestley and Taylor's equations to calculate actual evapotranspiration with MODIS data. *International Journal of Remote Sensing*. In print.
- WAN, Z., & DOZIER, J. A. 1996. A generalized split-window algorithm for retrieving land-surface temperature from space. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 34(4), 892-905.
- YILMAZ, M. T., HUNT JR., E. R., GOINS, L. D., USTIN, S. L., VANDERBILT, V. C., & JACKSON, T. J. 2008. Vegetation watercontent during SMEX04 from ground data and Landsat 5 Thematic Mapper imagery. *Remote Sensing of Environment*, 112, 350-362.
- ZARCO-TEJADA, P. J., RUEDA, C. A., & USTIN, S. L. 2003. Water content estimation in vegetation with MODIS reflectance data and model inversion methods. *Remote Sensing of Environment*, 85, 109-124.

Simulación de productos HypsIRI de mapas de flujos energéticos en superficie

J. M. Sánchez¹, V. García-Santos², A. N. French³, E. Valor²,
C. Coll² y V. Caselles²

¹ *Depto. Física Aplicada. Universidad de Castilla-La Mancha.
Pl. Manuel Meca 1. 13400 Almadén, Ciudad Real*

² *Depto. Física de la Tierra y Termodinámica. Universidad de Valencia.
C/ Dr. Moliner 50. 46100 Burjassot, Valencia*

³ *Arid Land Agricultural Research Center. USDA-ARS. 21881 North Cardon Lane.
85238 Maricopa, Arizona*

Resumen

La estimación operativa y a escala global del balance de energía en superficie requiere de datos de temperatura desde satélite con alta frecuencia y resolución espacial. Sus 8 bandas en el térmico, los 60 m de tamaño de píxel y los 5 días de revisita, convierten a la misión HypsIRI en el futuro de la teledetección térmica multiespectral. En este trabajo se han simulado productos HypsIRI de flujos energéticos a partir de vuelos MASTER, de muy alta resolución espacial, sobre las reservas experimentales de Jornada y Sevilleta, situadas en el suroeste de EEUU. Para ello se ha utilizado un modelo de balance de energía de dos fuentes, combinado con datos meteorológicos registrados en la zona. Los resultados muestran la estabilidad del modelo aplicado a las imágenes simuladas HypsIRI, y permiten hacer un análisis del efecto de la pérdida de resolución espacial sobre la variabilidad de los flujos energéticos en zonas áridas.

Palabras clave: HypsIRI, MASTER, evapotranspiración, temperatura, emisividad, multiespectral.

Abstract

Simulation of HypsIRI products of surface energy flux maps

Frequent and high resolution remote sensing temperature data are needed for global scale, operational estimation of the surface energy balance. Its 8 thermal bands, 60-m pixel size and 5-day revisit time make the HypsIRI mission the future of the multispectral thermal remote sensing. In this work HypsIRI products of surface energy fluxes were simulated from very high spatial resolution MASTER flights, over the Jornada and Sevilleta experimental ranges, southwest USA. A two-source energy balance model, together with meteorological data, were used in this work. Results show the stability of the model when applied to simulated HypsIRI images, and allow performing an analysis of the effect of the spatial resolution degradation on the surface variability in arid areas in terms of energy fluxes.

Key words: HypsIRI, MASTER, evapotranspiration, temperature, emissivity, multispectral.

Introducción

A lo largo de la última década se ha trabajado intensamente en la estimación de la evapotranspiración de la superficie (LE) median-

te técnicas de teledetección. Son numerosos los trabajos y publicaciones en los que se van desarrollando y actualizando modelos, al tiempo que implementando nuevas técnicas, en búsqueda de una mayor precisión y operatividad

* Autor para la correspondencia: juanmanuel.sanchez@uclm.es
Recibido: 14-10-13; Aceptado: 28-11-13.

Tabla 1. Comparación de las características de los sensores térmicos de alta resolución espacial actualmente en órbita

Sensor TIR	L7/ETM+	L8/LDCM	ASTER	HypIRI
Fecha de lanzamiento	15/04/1999	11/02/2013	18/12/1999	>2020
Resolución espacial (m)	60	100	90	60
Revisita (días)	16	16	16	5
Nº Bandas	1	2	5	8
FOV (km)	185	185	60	600

en la estimación de este parámetro clave, tanto en el balance de agua como en el balance energético de la superficie terrestre.

Los llamados modelos de balance de energía plantean la estimación de LE como un término residual de la propia ecuación de balance de energía. La estimación operativa y a escala global de este balance de energía en superficie requiere de datos de satélite frecuentes, de alta resolución espacial y que cubran las franjas del visible, infrarrojo cercano e infrarrojo térmico, dentro del espectro electromagnético. A principios de 2013, los únicos sensores en órbita que satisfacían estas necesidades, y que por tanto permitirían realizar una estimación de los flujos energéticos y de evapotranspiración en zonas de cierta heterogeneidad, como por ejemplo zonas agrícolas, eran el Landsat 7-Enhanced Thematic Mapper (L7/ETM+) y el Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER). Afortunadamente, desde el mes de mayo de 2013 se cuenta también con el nuevo sensor Landsat Data Continuity Mission (LDCM) (Tabla 1).

Uno de los parámetros clave para la estimación de LE a través de los modelos de balance de energía, es la temperatura de la superficie (LST). Esta temperatura presenta una gran variabilidad tanto espacial como temporal, y por tanto, un tiempo de revisita de 16 días puede no ser suficiente para ciertas aplicaciones. Además, el tamaño de muchas parcelas de cultivo en zonas agrícolas, donde cuantificar la evapotranspiración es esencial para la gestión de los recursos hídricos, y especialmente en zonas áridas, suele estar por debajo de los 100 m de lado, lo que dificulta su distinción con los sensores actuales. Estas limitaciones condujeron a la idea de diseñar un nuevo sensor que satisficiera las necesidades anteriores.

De esta manera surgió la misión *Hyperspectral Infrared Imager* (HypIRI) que fue recomendada por el U.S. National Research Council en su informe de 2007. En líneas generales, el objetivo de la misión HypIRI es observar los ecosistemas de todo el planeta y proporcionar información crítica sobre desastres naturales como volcanes, incendios, y sequías. Además, permitirá registrar y estudiar los cambios en la superficie gracias a su capacidad para identificar tipos de vegetación, e incluso su estado de salud.

Para conseguir estos objetivos la misión HypIRI se compone de dos instrumentos a bordo de un satélite polar: un espectrómetro cuyo intervalo comprende desde el visible hasta el infrarrojo cercano (VSWIR: 380-2500 nm), en 224 bandas contiguas de 10 nm de anchura, y un sensor multiespectral (8 bandas) de 3 a 12 μm en el infrarrojo medio y térmico (TIR). Ambos instrumentos poseen una resolución espacial de 60 m en nadir, el FOV es de 25,5°, y el tiempo de revisita varía de los 19 días del VSWIR hasta los 5 días del TIR (Ramsey *et al.* 2012). Además, se incluye un módulo inteligente que permitirá procesar una serie de datos a bordo del propio satélite y enviarlos a tierra casi en tiempo real.

Más allá de las posibilidades que plantea el sensor hiperspectral VSWIR, en este trabajo pretendemos resaltar la trascendencia que tendrá el sensor TIR, ya que sus 8 bandas convierten a HypIRI, hoy en día, en la única posibilidad de dar continuidad a la serie histórica de medidas de temperatura y emisividad de superficie del sensor multiespectral ASTER, mejorando incluso su resolución espectral, espacial y temporal. La Tabla 1 muestra una comparación de las principales características del sensor TIR de HypIRI con el resto de sensores térmicos de alta resolución actualmente en órbita (ASTER, L7/ETM+ y L8/LDCM). La compa-

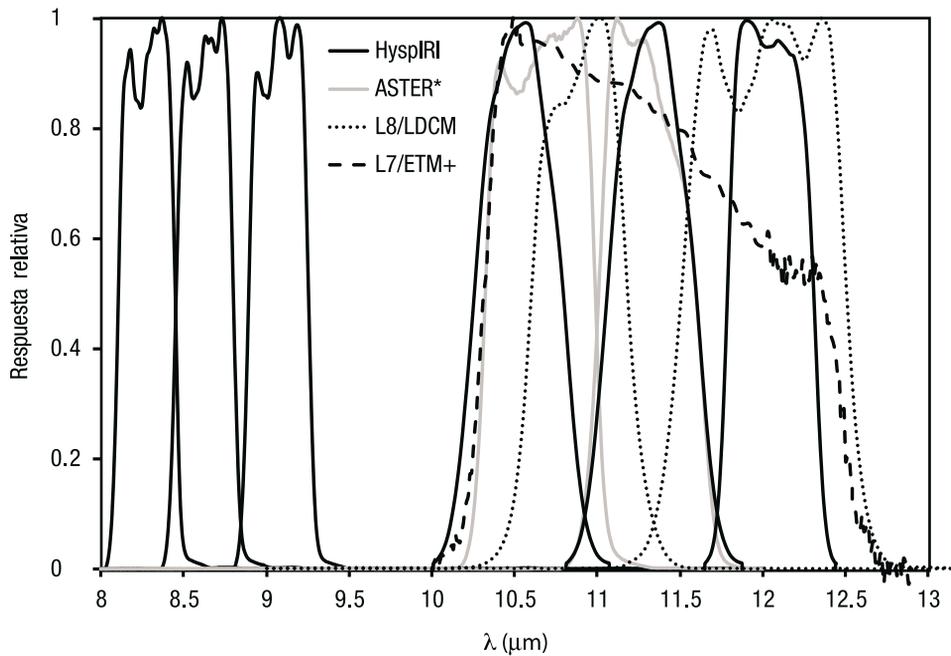


Figura 1. Comparación de los canales térmicos de HypsIRI (excluyendo los dos situados por debajo de los 8 μm) con los del resto de sensores térmicos actualmente en órbita.

* Las bandas 10, 11 y 12 de ASTER son idénticas a las 3, 4 y 5 de HypsIRI.

ración entre la distribución de los canales térmicos situados entre 8 y 13 μm de todos los sensores anteriores se muestra en la Figura 1.

En este trabajo se han utilizado vuelos de alta resolución del sensor aerotransportado MODIS/ASTER Airborne Simulator (MASTER) para simular imágenes HypsIRI de flujos energéticos en superficie. El objetivo es mostrar la estabilidad de los modelos aplicados a HypsIRI, así como el potencial de su alta resolución espacial y temporal para resolver la variabilidad en términos de los distintos flujos energéticos en superficie. El estudio se ha centrado en una zona experimental árida del suroeste de EE. UU. en la que existen registros históricos de parámetros biofísicos y de variables meteorológicas.

Con este trabajo nos sumamos a los esfuerzos de la comunidad científica involucrada en la misión por mostrar las posibilidades y capacidades, y demostrar la necesidad de puesta en órbita, de HypsIRI.

Zona de estudio y medidas

Este trabajo se centra en dos reservas ecológicas (Jornada y Sevilleta) en la zona norte

del desierto de Chihuahua, dentro del estado de Nuevo México, USA, destinadas a la investigación de los cambios en la superficie y en la dinámica de los ecosistemas. La reserva experimental Jornada (Figura 2) se encuentra a 25 km al noreste de Las Cruces (32.5 N, -106.8 W, 1200 m altitud), y la reserva experimental Sevilleta se localiza a unos 80 km al sur de Albuquerque (34.3 N, -106.6 W, 1600 m altitud). Ambas son zonas muy áridas, caracterizadas por temperaturas altas, pluviometría escasa, y un alto grado de evaporación. La vegetación predominante son los mezquites (*Prosopis sp*), arbustos y hierbas dispersas (French *et al.* 2008).

Las reservas de Jornada y Sevilleta han sido sobrevoladas repetidas veces (73) por MASTER desde 1999. Las imágenes MASTER (Hook *et al.* 2001) poseen 50 bandas espectrales, de 0,4 a 13 μm , entre las que se puede encontrar correspondencia con bandas HypsIRI, y un tamaño de píxel que varía entre 3 y 25 m, en función de la altura del vuelo. Las fechas, lugares y datos de todos los vuelos están disponibles en el sitio <http://master.jpl.nasa.gov>. En la Tabla 2 se detallan los 6 vuelos empleados para este trabajo.

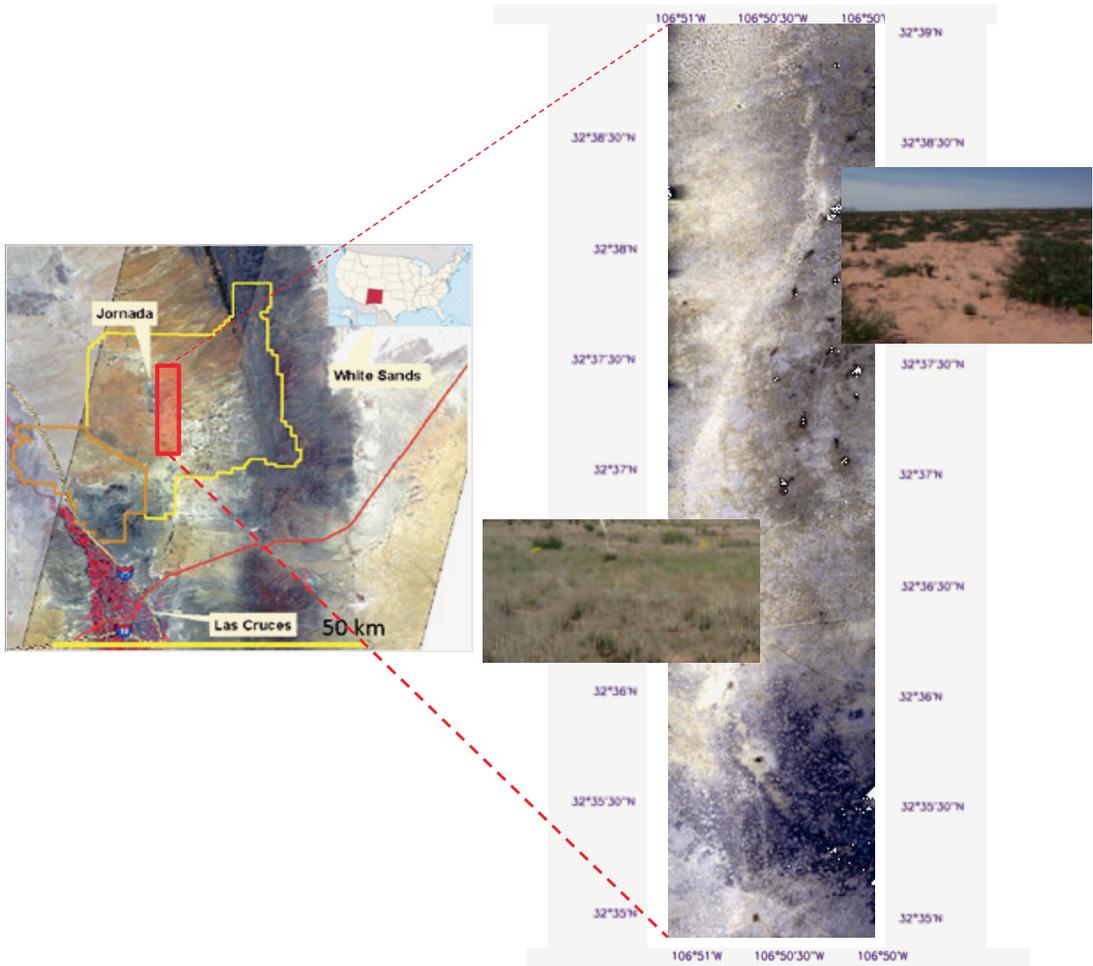


Figura 2. Localización de la reserva experimental Jornada, y composición en falso color de un vuelo MASTER del día 20/5/2004 (11:36 GMT).

Tabla 2. Vuelos MASTER sobre las zonas experimentales de Jornada y Sevilleta seleccionados para este trabajo

Fecha	Hora (GMT)	Zona	Tamaño Píxel (m)
20/5/2004	11:36	Jornada	3
	13:17	Sevilleta	12
	12:42	Jornada	12
4/10/2007	9:53	Sevilleta	3
	11:19	Jornada	6
22/10/2008	11:45	Jornada	6

Los perfiles atmosféricos de la zona necesarios para la corrección atmosférica de las escenas se obtuvieron de dos fuentes: los radiosondeos de Santa Teresa y Albuquerque (NOAA/ESRL; www.esrl.noaa.gov/raobs) y el reanálisis a 32 km del centro de reanálisis re-

gional para Norteamérica (NARR) (Mesinger *et al.* 2006).

Finalmente, los datos de las variables meteorológicas necesarias, temperatura del aire, velocidad de viento, y radiación de onda corta y onda larga, se tomaron de la densa red de

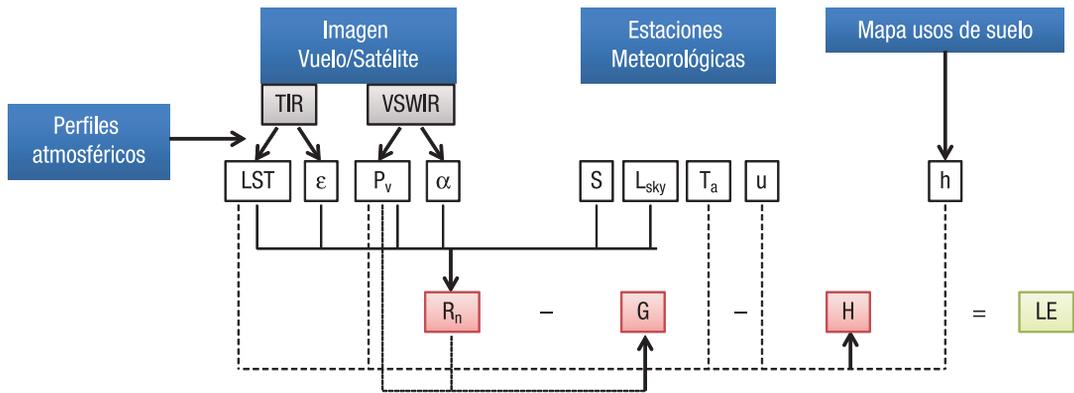


Figura 3. Esquema del modelo simplificado de dos fuentes STSEB.

estaciones meteorológicas distribuidas por la zona.

Metodología

En este trabajo se ha seguido el modelo simplificado de balance de energía de dos fuentes (STSEB), propuesto por Sánchez *et al.* (2008 a y b), para obtener mapas de radiación neta (R_n), flujo de calor en el suelo (G), flujo de calor sensible (H) y evapotranspiración (LE) (Figura 3).

Con el fin de analizar el efecto del degradado de la resolución espacial del sensor Hypspiri sobre los flujos energéticos estimados en la zona de estudio, los resultados se han obtenido a dos resoluciones espaciales diferentes. En primer lugar, a tamaño de píxel original 3-12 m de MASTER (según altura vuelo) y, posteriormente, también a 60 m (resolución Hypspiri) tras haber degradado a esta resolución los valores de radiancia TOA (*top of atmosphere*). La similitud existente entre las funciones filtro de las bandas previstas para Hypspiri y las correspondientes de MASTER, permite asumir valores iguales para las radiancias de canal. Por este motivo los reajustes espectrales no son necesarios en este trabajo.

El procesado de las imágenes MASTER podría resumirse en los siguientes pasos:

1. Empleando el código de transferencia radiativa 6S (Kotchenova *et al.* 2006), se realizó la conversión de valores de reflectividad a radiancia TOA en las bandas del VNIR.

2. Para la corrección atmosférica de las bandas del TIR se utilizó el modelo de transferencia radiativa MODTRAN (Berk *et al.* 2006).

3. Dado el ancho campo de visión de los vuelos MASTER ($FOV=85^\circ$) hubo que incluir una parametrización angular de los factores de corrección atmosférica. Esta parametrización se obtuvo previamente a partir de simulaciones con MODTRAN.

4. Se georreferenciaron todas las imágenes y se promediaron las radiancias TOA a 60 m de resolución.

5. Se vuelven a propagar los datos hacia la superficie y se obtienen de esta forma valores de reflectividad y radiancia en superficie simulados a escala Hypspiri (60 m).

Tras este procesado inicial de los vuelos MASTER se aplicó el modelo de Liang (2000) diseñado para ASTER, adaptado a las bandas MASTER indicadas en la Tabla 3, para calcular el albedo (α) de la superficie necesario para el balance de radiación neta. En la Tabla 3 también se indican los dos canales de MASTER empleados para la estimación de la proporción de vegetación, de acuerdo con el modelo descrito en Valor y Caselles (1996). Hay que recordar que Hypspiri contará con las 224 bandas de su sensor VSWIR, lo que permitirá una estimación precisa de parámetros biofísicos y también del albedo de la superficie.

En cuanto al cálculo de las emisividades de canal (ϵ_i) y temperatura de la superficie (LST) con Hypspiri, se están investigando distintos modelos y combinaciones de bandas que permitan la estimación más precisa (Ramsey *et al.*,

Tabla 3. Bandas MASTER utilizadas, y bandas TIR de HypsIRI equivalentes

P_v	MASTER		HypsIRI	
	Albedo (α)	LST/ Emisividad (ϵ)	LST/ Emisividad (ϵ)	
5 (0,660 μm)	3 (0,544 μm)	42 (8,255 μm)	H3 (8,28 μm)	
7 (0,756 μm)	8 (0,806 μm)	43 (8,625 μm)	H4 (8,63 μm)	
	21 (2,152 μm)	44 (9,095 μm)	H5 (9,07 μm)	
	22 (2,202 μm)	47 (10,645 μm)	H6 (10,53 μm)	
	24 (2,314 μm)	48 (11,295 μm)	H7 (11,33 μm)	
	25 (2,380 μm)			

2012). Para este trabajo, se aplicó un algoritmo de separación temperatura/emisividad (NEM) a las 5 bandas de MASTER coincidentes con las de ASTER. En la Tabla 3 se recogen estas bandas, además de los canales de HypsIRI a los que se corresponderían. En un trabajo de validación de las LST sobre Jornada realizado por los autores (no incluido en este artículo), las temperaturas NEM obtenidas para vuelos MASTER presentaban un error de desviación medio inferior a 1,5°C, a pesar de la heterogeneidad del terreno.

Finalmente, se aplicó el modelo de Ogawa (2002) diseñado para ASTER, adaptado a las bandas MASTER indicadas en la Tabla 3, para el cálculo de la emisividad en banda ancha (ϵ), también necesaria para el balance de radiación neta.

Combinando la información de las imágenes con los datos meteorológicos (S : radiación solar, L_{sky} : radiación onda larga, T_a : temperatura del aire, u : velocidad del viento) obtenidos de la red de estaciones propias situadas en las reservas experimentales de Jornada y Sevilla, y asumiendo una altura de vegetación (h) estándar de unos 0,5 m de altura, se aplicó el STSEB, siguiendo el esquema de la Figura 3. Todos los detalles del modelo y de las distintas ecuaciones puede consultarse en Sánchez *et al.* (2008 a y b).

La validación regional de los productos de flujos energéticos y evapotranspiración obtenidos mediante satélite resulta siempre una tarea complicada por las dificultades asociadas a la falta de representatividad de las medidas locales puntuales realizadas. Con el fin de poder llevar a cabo una validación regional de los productos HypsIRI (60 m) generados en este

trabajo, se re-escalaron hasta alcanzar esta resolución espacial los productos MASTER obtenidos a las resoluciones originales (3-12 m), y se tomaron como «patrón» de comparación. Hay que aclarar que este re-escalado de los productos finales MASTER es diferente al degradado de las radiancias MASTER originales, a partir de las cuales se han obtenido los productos simulados HypsIRI.

Resultados

Una vez realizado el pre-procesado de las imágenes MASTER, se aplicaron uno por uno los diferentes pasos descritos en la sección anterior a todas las imágenes disponibles. La figura 4 muestra los productos simulados HypsIRI de P_v , α , ϵ y LST, a modo de ejemplo, para el vuelo sobre Jornada del 20/5/2004 a las 11:36. Los valores de cobertura de vegetación se mantienen por dejado del 0,5 para toda la zona, predominando los valores entre 0,2 y 0,3. Además, se observa como los valores de emisividad se sitúan por debajo de 0,96, en sintonía con el carácter árido de la superficie. Los valores de temperatura de la superficie son elevados, oscilando entre los 43 y los 51°C.

La Figura 5 muestra, también a modo de ejemplo, los productos generados de los cuatro términos de la ecuación de balance de energía en superficie (R_n , G , H y LE), para el mismo vuelo sobre Jornada. Se presentan conjuntamente los flujos a escala original MASTER (3 m) y las simulaciones HypsIRI (60 m). A simple vista se aprecia un evidente suavizado de los contrastes de colores, si bien se mantienen los patrones generales dentro de

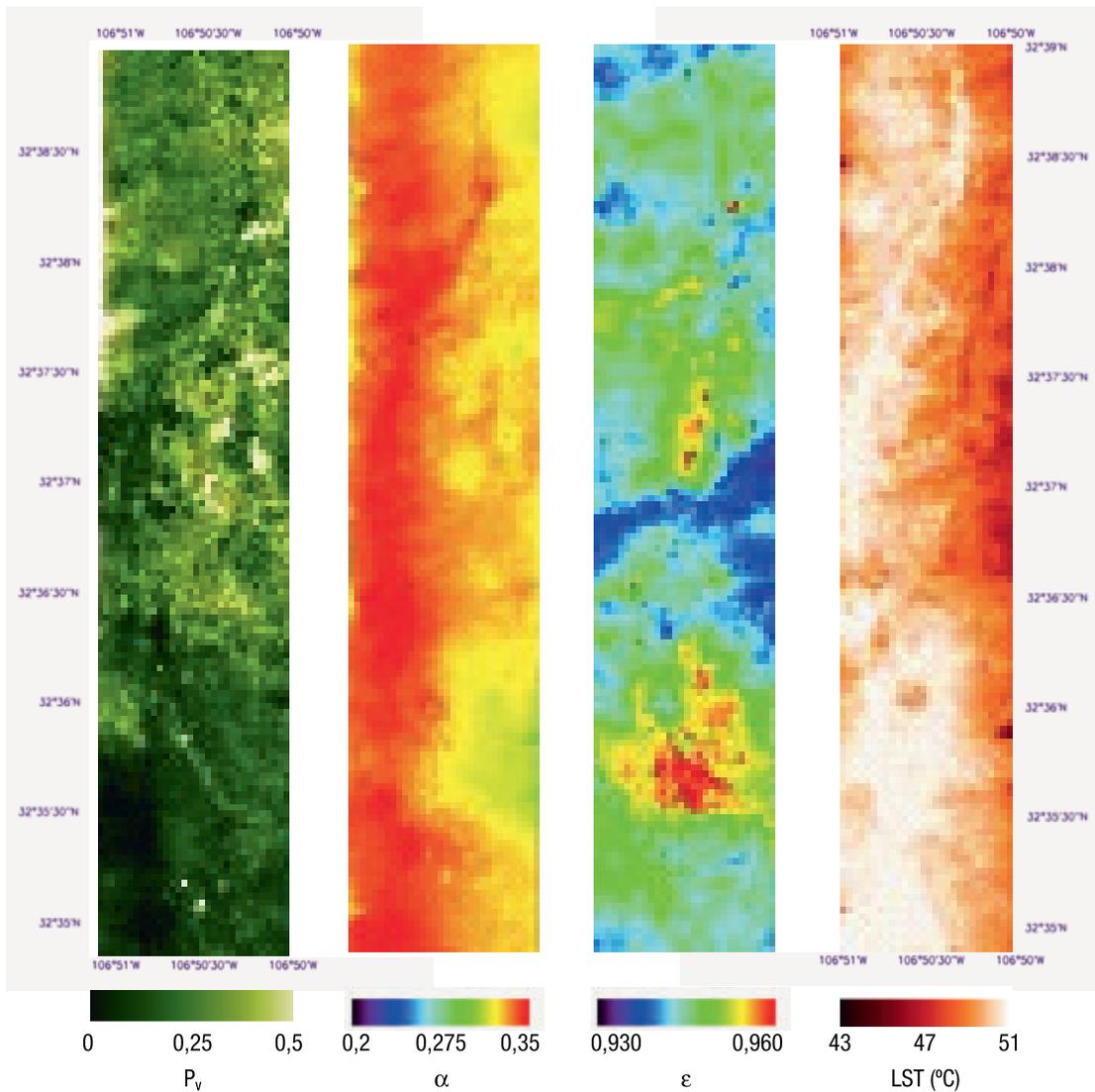


Figura 4. Mapas simulados Hypsiri sobre Jornada para el día 20/5/2004 (11:36 GMT). De izquierda a derecha: cobertura de vegetación (P_v), albedo (α), emisividad en banda ancha (ϵ) y temperatura de la superficie (LST).

cada imagen. Entre todos los flujos, es precisamente la evapotranspiración la que presenta una mayor variación dentro de la imagen, con valores que oscilan entre 0 y 200 W m^{-2} , para las zonas de suelo totalmente desnudo y aquellas con proporciones de vegetación próximas al 50%, respectivamente. En cualquier caso son valores muy bajos, en sintonía con la aridez de la región, que a escala diaria no superan los 60 W m^{-2} (el equivalente a unos 2 mm/día).

Tal y como se ha descrito en la sección anterior, llevando a cabo una degradación progresiva de los productos MASTER a escala original se puede realizar un análisis del efecto de

la pérdida de resolución espacial en las imágenes de satélite. Los histogramas, como el de la Figura 6, muestran que a 60 m de resolución todavía se pueden distinguir las distintas clases de cubierta del suelo en Jornada, sin embargo, la variabilidad de los flujos ocurre a escalas inferiores a 10 m. En la Tabla 4 se aprecia como el efecto del degradado es evidente entre 3 y 12 m, pero deja de ser significativo para píxeles mayores. Sin embargo, en regiones agrícolas en las que el patrón de tamaño de los cultivos sea del orden de 1 ha o superior, el papel de Hypsiri podría resultar esencial para resolver la variabilidad de la superficie en términos de flu-

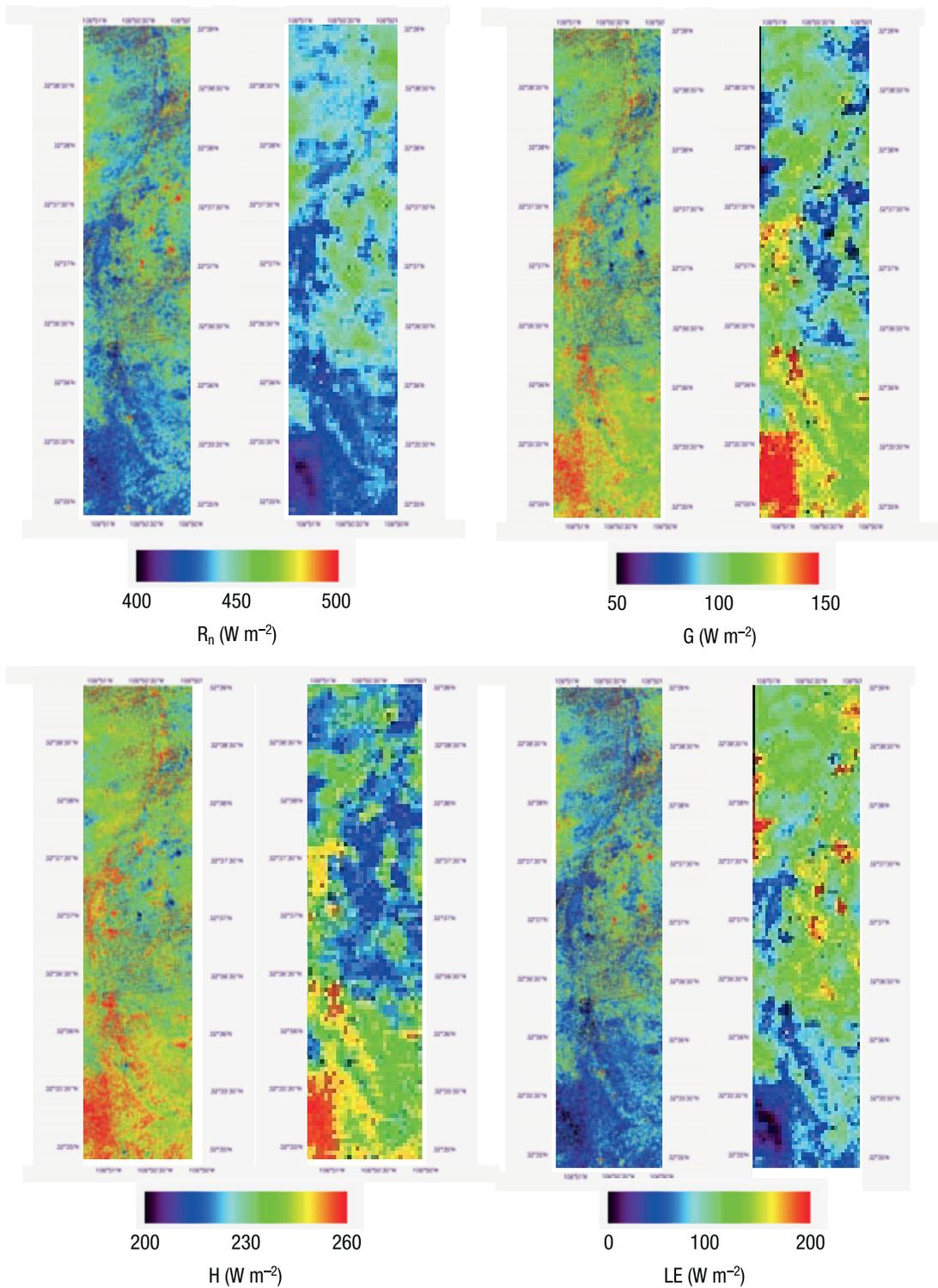


Figura 5. Mapas de flujos energéticos sobre Jornada para el día 20/5/2004 (11:36 GMT). Vuelo MASTER con píxeles de 3 m (izquierda); simulación HypSIRI con píxeles de 60 m (derecha).

jos energéticos y evapotranspiración, gracias a su mayor resolución espacial frente a otros sensores como ASTER o el LDCM.

El promediado de los valores de los distintos flujos para toda la escena pone de manifiesto la estabilidad de toda la cadena de pro-

Tabla 4. Resultados estadísticos para la imagen de Jornada del día 20/5/2004 (11:36 GMT)

	MASTER						HypsIRI	
	Promedio (W m ⁻²)	σ (W m ⁻²)					Promedio (W m ⁻²)	σ (W m ⁻²) 60 m
		3 m	12 m	24 m	60 m	120 m		
R _n	445	21	15	12	10	9	450	8
G	111	18	13	10	9	8	112	11
H	250	7	5	4	3	3	258	4
LE	80	50	30	30	23	21	76	22

σ : desviación estándar de los promedios.

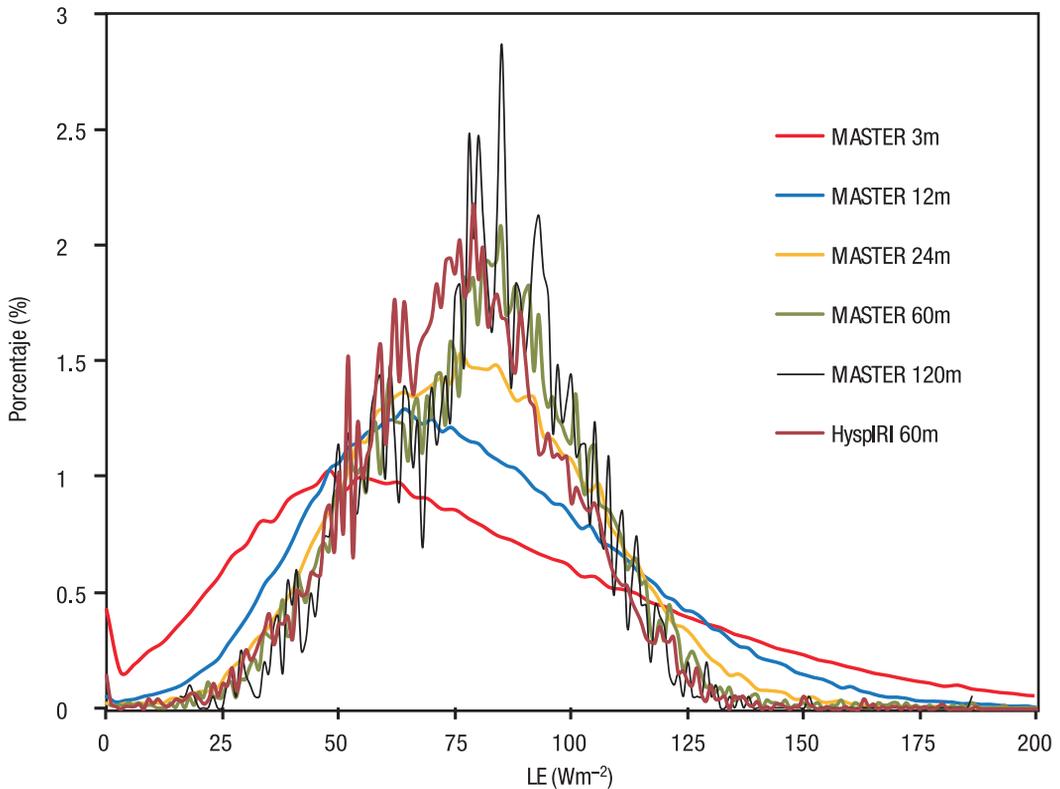


Figura 6. Histograma de valores de LE para toda la escena del día 20/5/2004 (11:36 GMT), tomando como base la imagen original MASTER (3 m), la imagen simulada HypsIRI (60 m), y diferentes resoluciones de degradado a partir de la escena original MASTER.

cesado aplicada a las imágenes simuladas HypsIRI, ya que los resultados son prácticamente coincidentes con los obtenidos al degradar los productos originales MASTER a la misma resolución espacial de 60 m. Los buenos resultados de esta validación regional de los productos HypsIRI se aprecian en la Tabla 5 con los valores promedio de las desviaciones sistemáticas y los errores de estimación para las 6 escenas procesadas. En resumen, los errores de los promediados espaciales de los flujos

Tabla 5. Valores promedio de las desviaciones sistemáticas (Bias) y los errores de estimación (RMSE) de las comparaciones entre las 6 imágenes simuladas HypsIRI y sus correspondientes degradadas MASTER a 60 m

	Bias (W m ⁻²)	RMSE (W m ⁻²)
R _n	3±6	6±3
G	7±10	8±9
H	1±19	14±12
LE	-6±23	15±18

instantáneos cuando se trabaja a una escala de 60 m se sitúan por debajo de los 20 W/m². Además, en la práctica totalidad de los casos se obtiene una desviación mayor que el propio valor del promedio.

Desafortunadamente, no existen registros suficientes de medidas *in situ* de flujos energéticos coincidentes con las fechas de las imágenes como para llevar a cabo una validación local de los resultados obtenidos, aunque tampoco era éste el objetivo del artículo. En próximos trabajos, pretendemos ampliar el estudio a vuelos MASTER sobre alguna zona agrícola en la que preferentemente se registren estas medidas de flujos en superficie.

Conclusiones

HyspIRI es en estos momentos la única misión en fase de estudio que contempla poner en órbita un sensor multiespectral en el TIR. Está por tanto llamada a ser la sucesora de ASTER en este sentido, reduciendo incluso la resolución espacial a 60 m y el tiempo de revisita a tan solo 5 días. Los modelos de estimación de flujos energéticos en superficie se verían altamente beneficiados de estas mejoras.

En este trabajo se han simulado mapas de flujos energéticos para HyspIRI, a partir de imágenes de 6 vuelos del sensor aerotransportando MASTER, y empleando un modelo de balance de energía de dos fuentes. Aunque los detalles de la distribución de vegetación dispersa, característica de la zona seleccionada, se pierden para resoluciones por encima de 10 m, a escala de 60 m se continúa distinguiendo bastante variabilidad en términos de flujos energéticos, asociada a cambios en la proporción de vegetación o en la temperatura de la superficie, entre otros. Por otro lado, se comprueba la estabilidad del modelo de balance de energía de dos fuentes aplicado a escala HyspIRI, al reproducir resultados de los distintos flujos energéticos, muy similares a los obtenidos degradando los productos MASTER a su misma resolución espacial.

Así pues, entre las muchas y diversas aplicaciones de HyspIRI hay que contar con la posibilidad de obtener mapas de evapotranspiración real cada 5 días, lo que permitiría reducir

significativamente los tiempos de respuesta ante la detección de situaciones de estrés hídrico, y también una mejor gestión de los riegos.

Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento por la financiación recibida a NASA (10-HYSPIRI 0-13), al Ministerio de Economía y Competitividad (CGL2010-17577/CLI) y a la Generalitat Valenciana (PROMETEO/2009/086). También agradecemos a Nick Hunsaker su labor en el procesamiento de imágenes.

Referencias

- BERK, A. *et al.* 2006. MODTRAN5: 2006 Update. Proc. SPIE, Vol. 6233, 62331F.
- FRENCH, A. N., SCHMUGGE, T. J., RITCHIE, J. C., HSU, A., JACOB, F., & OGAWA, K. (2008). Detecting land cover change at the Jornada Experimental Range, New Mexico with ASTER emissivities. *Remote Sensing of Environment*, 112, 1730-1748.
- GILLESPIE, A. R., ROKIGAWA, S., HOOK, S. J. MATSUNAGA, T., & KAHLE, A. B. 1999. Temperature/emissivity separation algorithm theoretical basis document. Version 2.4. Jet Propulsion Laboratory, Pasadena.
- HOOK, S. J., MYERS, J. J., THOME, K. J., FITSEGRALD, M., & KAHLE, A. B. 2001. The MODIS/ASTER airborne simulator (MASTER) - a new instrument for earth science studies. *Remote Sensing of Environment*, 76 (2), 93-102.
- KOTCHENOVA, S. Y., VERMOTE, E. F., MATA-RRESE, R. & KLEMM, F. J. 2006. Validation of a vector version of the 6S radiative transfer code for atmospheric correction of satellite data. Part I: Path radiance. *Applied Optics*, 45(26), 6762-6774.
- LIANG, S. (2000). Narrowband to broadband conversions of land surface albedo I Algorithm. *Remote Sensing of Environment*, 76, 213-238.
- MESINGER, F. *et al.* 2006. North American regional reanalysis. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 87, 343-360.
- OGAWA, K., SCHMUGGE, T., JABOC, F., & FRENCH, A. 2002. Estimation of broadband land surface emissivity from multi-spectral thermal infrared remote sensing. *Agronomie*, 22, 19-20.
- RAMSEY, M. S., REALMUTO, V. J., HULLEY, G. C., & HOOK, S. J. 2012. HyspIRI Thermal Infrared (TIR) band study report. JPL, 12-16.

- SÁNCHEZ, J. M., KUSTAS, W. P., CASELLES, V., & ANDERSON, M. C. 2008a. Modelling surface energy fluxes over maize using a two-source patch model and radiometric soil and canopy temperature observation. *Remote Sensing of Environment*, 112, 1130-1143.
- SÁNCHEZ, J. M., SCAVONE, G., CASELLES, V., VALOR, E., COPERTINO, V. A., & TELESKA, V. 2008b. Monitoring daily evapotranspiration at a regional scale from Landsat-TM and ETM+ data: Application to the Basilicata region. *Journal of Hydrology*, 351, 58-70.
- VALOR, E., & CASELLES, E. 1996. Mapping land surface emissivity from NDVI: Application to European, African, and South American Areas. *Remote Sensing of Environment*, 57, 167-184.

Estudio de la operacionalidad del futuro sensor Sentinel-3/SLSTR para la parametrización del fuego activo

A. Calle¹, P. Salvador² y F. González-Alonso³

¹ Dpto. de Física Aplicada. Facultad de Ciencias. Univ. de Valladolid

² Laboratorio de Teledetección de la Univ. de Valladolid

³ CIFOR-INIA. Madrid

Resumen

La estimación de parámetros térmicos en los fuegos activos, como la FRP (*Fire Radiative Power*) es un método adecuado para determinar la severidad del incendio. En la literatura se encuentran varios métodos semiempíricos para calcular la FRP. Por otra parte el instrumento Sentinel-3/SLSTR dispone de dos bandas espectrales dedicadas a la observación del fuego activo, que permite parametrizar el fuego en una gran variedad de condiciones no afectadas por la saturación del sensor. Esta contribución analiza dichas aproximaciones, que serán implementadas en el futuro sensor Sentinel-3/SLSTR, para clarificar sus requerimientos y restricciones.

Palabras clave: FRP, Sentinel-3, SLSTR.

Abstract

Suitability study of the future sensor Sentinel-3/SLSTR for monitoring the active fire

The estimation of thermal parameters on the active fires, as the FRP (*Fire Radiative Power*) is a suitable method in order to analyze the fire severity. In the literature it's possible to find several semi empiric methods to calculate the FRP. On the other hand, the Sentinel-3/SLSTR instrument has two spectral bands dedicated to active fire observation to parameterize the fire in a range of conditions not affected by the sensor saturation. This contribution analyzes several technical approaches to be implemented in the future Sentinel-3/SLSTR, in order to clarify the requirements and restrictions.

Key words: FRP, Sentinel-3, SLSTR.

Introducción

Los incendios forestales y las quemadas de biomasa tienen un gran impacto en el cambio climático y en el ciclo del carbono a nivel global, pues cada año emiten 0,5 Pg de C netos, no compensados por la regeneración de la vegetación. Esta cantidad representa aproximadamente el 50% de las emisiones LUC (*Land Use Change*) y el 5% de las emisiones totales de C en el mundo, de aproximadamente 10 Pg de C en el año 2010.

De acuerdo al documento GCOS (*Global Climate Observing System*) «*Systematic Observa-*

tion Requirements for Satellite-based products for Climate», y la iniciativa de la ESA de estudio de variables climáticas esenciales, las emisiones de gases de efecto invernadero y aerosoles, producidas por los incendios y la quema de biomasa, son importantes factores de forzamiento climático, contribuyendo en promedio entre 25-35% al total de las emisiones de CO₂ a la atmósfera, así como el CO, metano y aerosoles.

La pérdida del satélite ENVISAT ha supuesto un grave inconveniente para el estudio de los incendios forestales en el mundo y esta circunstancia da una mayor importancia al pa-

* Autor para la correspondencia: abel.calle@fa1.uva.es
Recibido: 05-11-13; Aceptado: 28-11-13.

pel que deberán desempeñar los futuros satélites Sentinel 3 y Sentinel 2 en este tipo de aplicaciones. El gran reto de los satélites Sentinel-3 y Sentinel-2 en el estudio y monitorización de los incendios forestales en el mundo, será la implementación de un sistema global operacional que permita realizar el seguimiento de los focos activos y las áreas quemadas en tiempo real en internet, para de esta forma dar cumplimiento al requerimiento realizado por GCOS en esta materia. Este futuro sistema deberá ser complementario del sistema MODIS *Web Fire Mapper* y su continuación con el sistema VIIRS-NPP recientemente lanzado.

En el estudio de los incendios forestales mediante técnicas de teledetección se pueden considerar varias temáticas como los mapas de riesgo, la cartografía de áreas quemadas, la detección y los parámetros térmicos de los focos activos y la estimación de la severidad (González-Alonso *et al.*, 2006). Las principales magnitudes físicas de los incendios son la FRE (*Fire Radiative Energy*), en el caso de las plataformas geostacionarias y FRP (*Fire Radiative Power*), en el caso de los satélites de órbita polar. Estas magnitudes son importantes en la evaluación de la gravedad de los incendios y las consecuencias ecológicas de los mismos, y pueden ser el punto de partida para evaluar las emisiones producidas por las quemaduras de biomasa. El producto de detección de incendios proporcionados por el ATSR (*Advanced Along-Track Scanning Radiometer*) Atlas Mundial de Incendios ha sido una valiosa herramienta indispensable para el seguimiento de los focos activos.

La FRP (*Fire Radiative Power*) es la magnitud asociada a la radiancia térmica que explica los efectos ecológicos provocados por la actividad del fuego; es la componente química liberada a partir de la quema de la vegetación y emitida como radiación durante el proceso de combustión. La FRP fue introducida por Kaufman *et al.* (1996) como una magnitud útil para estimar la velocidad de combustión de la biomasa y las emisiones asociadas. Ichoku *et al.* (2008) también emplearon la FRP y el FRE para clasificar la severidad de los incendios forestales en base a la biomasa quemada en los mismos.

El método de Dozier inicialmente desarrollado para su implementación en las imágenes

AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*) es una técnica biespectral que usa la radiancia en el MIR (*Middle InfraRed*, 3-4 μm) y TIR (*Thermal InfraRed*, 10-12 μm) para estimar la fracción del píxel afectado por el fuego y la temperatura del fuego (Dozier, 1981), ambos valores están involucrados en la estimación de la FRP. Sin embargo la parametrización del fuego mediante técnicas de Teledetección presenta múltiples fuentes de error debido a las condiciones atmosféricas indeterminadas y el valor desconocido de la emisividad, principalmente, de forma que el sistema de ecuaciones biespectrales debe ser resuelto por métodos numéricos.

Por lo que respecta a sensores heliosíncronos, el algoritmo de detección de MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) (Giglio *et al.*, 2003) es la metodología de referencia para aplicar a otros sensores. El producto de fuego de MODIS, descrito por Justice *et al.* (2006) propone la estimación de la FRP empleando una relación empírica con la temperatura de brillo de la banda MIR, evitando así la resolución del sistema de ecuaciones biespectral. A partir del algoritmo de MODIS, antes mencionado, Wooster *et al.* (2012) han desarrollado un algoritmo de detección de fuego activo para ser implementado en el futuro sensor Sentinel-3/SLSTR (*Sea and Land Surface Temperature Radiometer*) con resultados validados; para calcular la FRP proponen una relación semiempírica basada en estudios previos sobre el satélite BIRD (Bi-spectral InfraRed Detection) (Wooster *et al.*, 2003).

El programa GMES (*Global Monitoring for Environment and Security*), ahora *Copernicus*, es una iniciativa de la Comisión Europea y la ESA, cuyo objetivo es evaluar la capacidad europea para el suministro y el uso de los servicios operativos. La contribución de GMES al estudio de los incendios forestales está representada por los satélites Sentinel-3 y Sentinel-2. Debe tenerse en cuenta que, actualmente, con la interrupción de los servicios de Envisat, el estudio de idoneidad de los algoritmos de detección de focos activos que se apliquen a Sentinel-3 es una tarea científica necesaria y urgente. El futuro instrumento Sentinel-3/SLSTR, descrito por Coppo *et al.* (2010), es una versión mejorada de Envisat/AATSR (*Advanced*

Tabla 1: Características radiométricas de las bandas espectrales térmicas del sensor SLSTR sensor. Esta tabla está adaptada de Coppo *et al.* (2010) donde puede ser encontrada una descripción extensa del sensor.

Banda	Región	λ (μm)	$\Delta\lambda$ (μm)	Rango T (K)	Temp. ref.	$NE\Delta T$ (mK)
S7	MIR	3.74	0.38	200-323	270	56
S8	TIR	10.85	0.9	200-321	270	29
S9	TIR	12	1.0	200-318	270	21
F1	MIR	3.74	0.38	285-500	285-500	680-16
F2	TIR	10.85	0.9	230-400	230-400	79-35

λ es la longitud de onda central, $\Delta\lambda$ es la anchura espectral, T es la temperatura de brillo en el techo de la atmósfera, $NE\Delta T$ es el ruido equivalente en diferencia de temperatura.

Along-Track Scanning Radiometer) que se pondrá en marcha dentro de Copernicus. SLSTR proporcionará mediciones en nueve bandas espectrales, que cubre la región espectral [0.55-12] micras, dos de los cuales están optimizados para la vigilancia de incendios. El principal objetivo de la misión Sentinel-3 es medir la topografía de la superficie marina, temperatura del mar y tierra y el color de océano con una precisión de alta calidad y fiabilidad en apoyo de los sistemas de predicción oceánica, y para la vigilancia del medio ambiente y el clima. El sensor SLSTR proporciona una corrección atmosférica más avanzada de AATSR; su resolución espacial en las bandas visible e infrarrojo medio es de 500 m, a 1 km en los canales de infrarrojo térmico. La Tabla 1, adaptada de Coppo *et al.* (2010) muestra las bandas espectrales térmicas (con una resolución espacial de 1 km), y sus características radiométricas. Las bandas espectrales dedicadas a la observación fuego son F1 y F2.

En este trabajo presentamos una discusión acerca de la idoneidad de los procedimientos anteriormente mencionados para la determinación de la FRP. Dichas técnicas son aplicadas a situaciones simuladas mediante un modelo de transferencia radiativa, basado en las características espectrales de SLSTR, con el objetivo de analizar el impacto de las condiciones atmosféricas en las estimaciones de FRP. Los principales resultados técnicos de esta aportación se encuentran recogidos en Calle and Salvador (2013); aquí han sido añadidos algunos resultados correspondientes al análisis de la función de respuesta espectral y las condiciones de saturación del sensor, entre otros.

Algoritmos para estimar la FRP

Los parámetros del incendio, temperatura de fuego T_f , y fracción del píxel ardiendo, p , pueden ser obtenidos mediante la metodología de Dozier (1981) que está basada en la solución del siguiente sistema de ecuaciones:

$$\begin{cases} L_{MIR} = p B(\lambda_{MIR}, T_f) + (1-p) B(\lambda_{MIR}, T_{surf}) \\ L_{TIR} = p B(\lambda_{TIR}, T_f) + (1-p) B(\lambda_{TIR}, T_{surf}) \end{cases} \quad [1]$$

donde L_{MIR} y L_{TIR} son las radiancias salientes del píxel a nivel de la superficie, en las regiones espectrales de 3-4 μm y 11 μm , respectivamente, y $B(\lambda, T)$ es la función de Planck que involucra la longitud de onda, λ , y la temperatura, T . T_{surf} es la temperatura de la superficie no afectada por el fuego. Puede consultarse un esquema basado en esta metodología en términos de radiancias atmosféricas en Giglio y Kendal (2001). La FRP es determinada mediante la ley de Stefan-Boltzmann:

$$FRP = p A_{sampler} \sigma T_f^4 \quad [2]$$

donde $A_{sampler}$ es el área total del píxel (en km^2), σ es la constante de Stefan-Boltzmann ($5.67 \times 10^{-8} \text{Wm}^{-2}\text{K}^{-4}$) y FRP está expresada en MW.

En el producto de incendios de MODIS (Justice *et al.*, 2006) la FRP se determina mediante la relación empírica (Kaufman *et al.*, 1998):

$$FRP_{8th} = C \left(T_{MIR}^8 - \bar{T}_{MIR}^8 \right) A_{sampler} \quad [3]$$

donde T_{MIR} es la temperatura de brillo en 4 μm en el píxel detectado, \bar{T}_{MIR} es el promedio de la temperatura de brillo del fondo (no afectada por fuego) en 4 μm , y $A_{sampler}$ es el área total (en km^2) del píxel. C es una constante empírica de-

terminada para la banda espectral de 4 μm de MODIS ($C_{MODIS} = 4.34 \times 10^{-19} \text{ MWK}^{-8} \text{ km}^{-2}$). La FRP (en MW) será denominada, en adelante, FRP_{8th} , debido a su dependencia en la 8ª potencia de la temperatura de brillo.

Un algoritmo para la detección del fuego activo ha sido propuesto para ser aplicado al sensor Sentinel-3/SLSTR por Wooster *et al.* (2012). En cada pixel afectado por fuego, la FRP es calculada usando la radiancia MIR mediante el método explicado por Wooster *et al.* (2003):

$$FRP_{4th} = \frac{A_{sampler}}{10^6 \tau_{MIR}} \left(\frac{\sigma}{a} \right) \left(L_{MIR} - \bar{L}_{MIR} \right) \quad [4]$$

Donde $A_{sampler}$ es el área de la proyección del FOV (*Field Of View*) del sensor, en m^2 , s es la constante de Stefan-Boltzmann constante, \bar{L}_{MIR} es la radiancia espectral, en la banda MIR , del pixel afectado por el fuego ($\text{Wm}^{-2} \text{sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$), es el promedio de la radiancia espectral MIR de los pixeles de fondo ($\text{Wm}^{-2} \text{sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$), τ_{MIR} es la transmitancia atmosférica en la banda espectral MIR (calculada como una función del contenido total de la columna de vapor de agua) y a ($\text{Wm}^{-2} \text{sr}^{-1} \text{Im}^{-1} \text{K}^{-4}$) es el factor de la relación entre la radiancia espectral y la 4ª potencia de la temperatura; esto es: la radiancia espectral $L(\lambda, T)$ emitida por un cuerpo negro a la longitud de onda λ está dada por la función de Planck, la cual puede ser aproximada, en el rango de las 4 μm , por la relación potencial: $L(\lambda) = aT^{4.0}$; debe notarse que el método de la radiancia es válido solamente para temperaturas de fuego superiores a 600 K; no existe comportamiento lineal por debajo de dicho valor. FRP_{4th} está expresada en MW.

Metodología

Una diversidad de incendios han sido simulados mediante MODTRAN (*MODerate resolution atmospheric TRANsmision*) (Berk *et al.*, 1996) para calcular la radiancia emitida al nivel TOA (*Top of Atmosphere*) y recibida por el sensor SLSTR. Los escenarios de datos simulados son descritos por los intervalos de los parámetros: $T_f \in [400 \text{ K}, 1100 \text{ K}]$, $p \in [1e-5, 0.4]$ y transmitancia atmosférica $\tau_{MIR} \in [0.69,$

0.88]; τ_{TIR} fue calculada de forma que τ_{MIR} y τ_{TIR} estaban relacionados mediante perfiles atmosféricos estándar (no se consideraron variaciones arbitrarias entre ellas). La radiancia espectral fue integrada usando funciones de respuesta cuadrada para las bandas del fuego SLSTR, F1 ($\lambda = 3.74 \mu\text{m}$, $\Delta\lambda = 0.38 \mu\text{m}$) y F2 ($\lambda = 10.85 \mu\text{m}$, $\Delta\lambda = 0.9 \mu\text{m}$) (para una descripción de SLSTR consultar Coppo *et al.*, 2012), y usando un valor nominal de $A_{sampler}$ de 1 km^2 . La FRP de los fuegos simulados (en adelante FRP_{TRUE}) fue calculada mediante los valores simulados de p y T_f y la ecuación [2] (Notar que FRP_{TRUE} no depende de la transmitancia atmosférica). La temperatura de la superficie no afectada por el fuego fue considerada a 300 K. Respecto a los valores representativos de emisividad de fondo se tomaron $\epsilon_{MIR} = 0.85$ (banda de 3.74 μm) y $\epsilon_{TIR} = 0.9$ (banda de 10.85 μm) y el fuego fue considerado como cuerpo negro. Aunque dichos valores son bajos para vegetación verde, son adecuados para vegetación senescente, de acuerdo a Salisbury y D'Aria (1994, a y b).

Para estimar la FRP mediante el método de Dozier y la ley de Stefan-Boltzmann (en adelante FRP_{DSB}), se propone un algoritmo iterativo, basado en las radiancias TOA MIR y TIR observadas por el sensor, de acuerdo a las ecuaciones siguientes:

$$L_j = \tau_j p B(\lambda_j, T_f) + (1-p) \bar{L}_j \quad j = MIR, TIR \quad [5]$$

donde j es la banda espectral (MIR y TIR), L_j es la radiancia TOA proporcionada por el sensor, τ_j es la transmitancia atmosférica, $B(\lambda, T)$ es la función de Planck, T_f es la temperatura del fuego, p es la fracción del píxel afectada por el fuego, y \bar{L}_j es el promedio de la radiancia TOA de los pixeles de fondo; notar que este término incluye la dependencia con la transmitancia atmosférica y la emisividad. Para determinar T_f , se resuelve la siguiente ecuación mediante método iterativo:

$$\frac{\left(L_{MIR} - \bar{L}_{MIR} \right)}{\tau_{MIR} B(\lambda_{MIR}, T_f) - \bar{L}_{MIR}} = \frac{\left(L_{TIR} - \bar{L}_{TIR} \right)}{\tau_{TIR} B(\lambda_{TIR}, T_f) - \bar{L}_{TIR}} \quad [6]$$

La fracción del fuego, p , se determina, finalmente, desde cualquiera de las dos ecuaciones [5] y la FRP (FRP_{DSB}) se obtiene de la ecuación [2]. Teniendo en cuenta que las condiciones atmosféricas son desconocidas cuan-

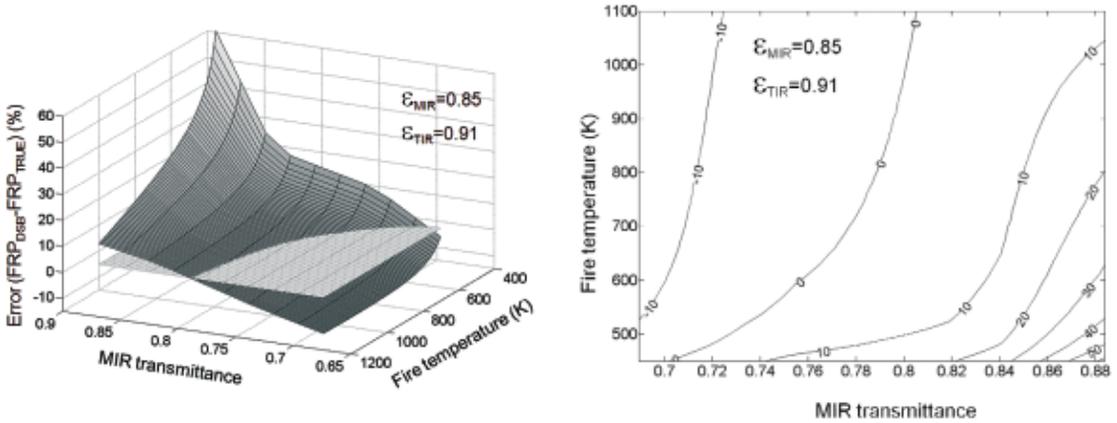


Figura 1. a) Porcentaje de error, en la estimación de FRP_{DSB} ; gráfica del error como función de la transmitancia MIR y la temperatura del fuego; el nivel de error 0% es mostrado como referencia. b) Líneas de error, generadas como la intersección de la gráfica 3D con planos de error en el intervalo $[-10\%, 50\%]$.

do el método es aplicado, en la simulación de los fuegos han sido usados promedios de τ_{MIR} y τ_{TIR} . Los errores en T_f y p no son significativos cuando varía la transmitancia atmosférica usada en la simulación.

Cuando se usa una transmitancia promediada los errores máximos encontrados, en el intervalo de transmitancias descrito anteriormente, fueron de 60 K, en T_f , y 70%, en p (para $p = 10^{-3}$). Notar que, en la estimación de la FRP , el impacto del error en p es muy inferior al error en T_f .

Por lo que respecta a la estimación de FRP_{8th} , usada en el producto MODIS, fue determinada una nueva constante para SLSTR, C_{SLSTR} , para ser utilizada en la ecuación [3]. Para dicho cálculo solo se aplicaron condiciones de pixel no saturado; así, mediante FRP simuladas y características espectrales del sensor SLSTR, la constante $C_{SLSTR} = 4.48 \times 10^{-19} \text{ MWK}^{-8} \text{ km}^{-2}$ fue estimada mediante una regresión lineal ($R^2 = 0.94$). Notar que C_{SLSTR} es ligeramente diferente de C_{MODIS} .

La metodología aplicada a FRP_{4th} descrita por la ecuación [4] no es adecuada para temperaturas inferiores a 600 K. La constante a válida para el sensor SLSTR, previamente estimada mediante transmitancias atmosféricas promediadas en los fuegos simulados, fue $a_{SLSTR} = 1.05 \times 10^{-9} \text{ Wm}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1} \text{ K}^{-4}$ ($R^2 = 0.99$).

Resultados y discusión

El porcentaje de error proporcionado por FRP_{DSB} no depende de la fracción del fuego. El

error se incrementa con τ_{MIR} y τ_{TIR} y disminuye con T_f . La restricción de este procedimiento es que, para T_f inferior a 450 K, no existe convergencia en la ecuación [6]. Esos resultados se muestran en la Figura 1.

El porcentaje de error en FRP_{8th} muestra una fuerte dependencia con la fracción del fuego cuando la temperatura del fuego aumenta. La Figura 2 muestra la gráfica 3D de los errores obtenidos para tres valores de p (10^{-1} , 10^{-2} y 10^{-3}). Notar que $p = 10^{-1}$ es incompleta debido a la saturación del sensor SLSTR (a partir de T_f de 740 K para $p = 10^{-1}$). La dependencia en τ_{MIR} es débil. FRP_{8th} muestra un buen comportamiento con errores dentro del intervalo $\pm 10\%$, para $p = 10^{-2}$, para $T_f \in [540 \text{ K}, 600 \text{ K}]$ cuando τ_{MIR} es alta y $T_f \in [600 \text{ K}, 740 \text{ K}]$ para bajos valores de τ_{MIR} . Si p disminuye, el rango de error $\pm 10\%$ corresponde a intervalos de T_f más estrechos y desplazados a bajas T_f . Esos resultados se muestran en la Figura 2.

El porcentaje de error proporcionado por FRP_{4th} no muestra ninguna dependencia con la fracción del fuego. Altos valores de τ_{MIR} son más sensible a errores, de forma que FRP_{4th} está dentro del intervalo $\pm 10\%$ para el intervalo de $T_f \in [625 \text{ K}, 700 \text{ K}]$ para valores altos de τ_{MIR} y $T_f \in [720 \text{ K}, 900 \text{ K}]$ para bajos valores de τ_{MIR} . FRP_{4th} sobre-estima FRP_{TRUE} para valores altos de T_f . Estos resultados se muestran en la Figura 3.

Este análisis se ha realizado teniendo en cuenta un escenario de vegetación senescente que ocuparía la zona que rodea al pixel con fue-

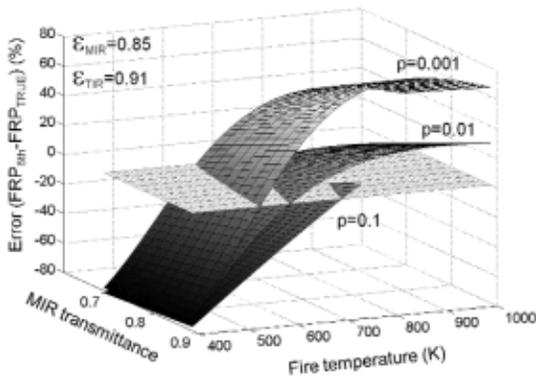


Figura 2. Porcentaje de error, en la estimación de FRP_{8th} ; gráfica de error como función de la transmitancia MIR , temperatura de fuego y fracción del píxel; se muestra el nivel de error 0% como referencia. Notar que $p = 0.1$ es incompleta debido a la saturación del sensor SLSTR. b) Líneas de error, generadas como la intersección de la gráfica 3D con planos de error en el intervalo $[-70\%, 20\%]$.

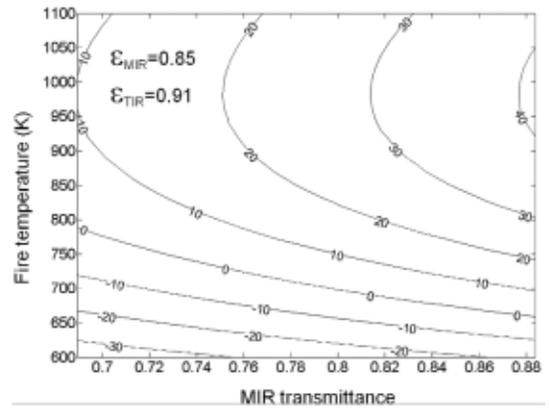
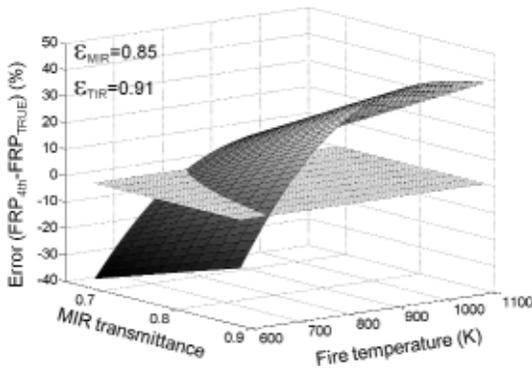
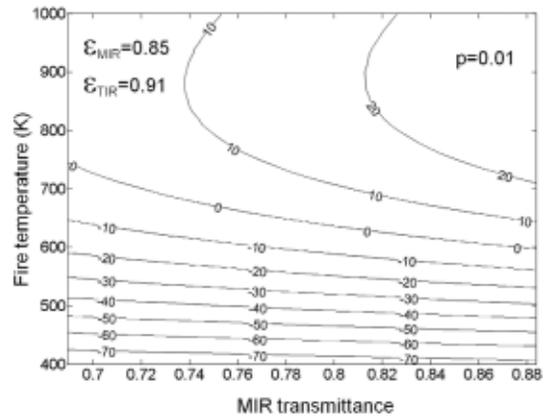


Figura 3. Porcentaje de error, en la estimación de FRP_{4th} ; gráfica de error como función de la transmitancia MIR y la temperatura del fuego; el nivel de error 0% se muestra como referencia. b) Líneas de error, generadas como la intersección de la gráfica 3D con planos de error en el intervalo $[-30\%, 40\%]$.

go (pero no afectado por el fuego); ello ha sido así para optar por valores conservadores de emisividad. La vegetación verde no sería realista en escenarios de fuego, pero aunque se produjera, los errores serían menores al tratarse de valores más cercanos al comportamiento de cuerpo negro. Sin embargo, el mismo análisis se realizó teniendo en cuenta previamente un fondo de cuerpo negro, los errores fueron los mismos para los tres algoritmos. Ello era esperable una vez que la temperatura de brillo utilizada en el análisis era magnitud TOA. Para la fracción de fuego, sin embargo, el comportamiento de cuerpo negro puede ser asumido de forma razonable, siempre que la longitud de la trayectoria de línea de visión a través de las llamas es suficientemente gruesa

(Laangas, 1995), de modo que la ecuación (5) no incluye la corrección de emisividad.

Otro efecto a discutir es la forma de la SRF (*Spectral Response Function*); dado que su forma no es conocida aún, los cálculos fueron realizados con una función cuadrada. No obstante otras formas fueron analizadas para estimar su impacto en los errores encontrados en las estimaciones finales de la FRP. Por ello, se ha simulado una función de Gauss, cuya campana de dispersión excedía a la función cuadrada, a longitudes de onda a izquierda y derecha del espectro, en valores de respuesta del 20%. Esta función de respuesta espectral es ligeramente diferente a la forma anterior, debido a la radiancia integrada a la izquierda y derecha de la función cuadrada. Se encontraron

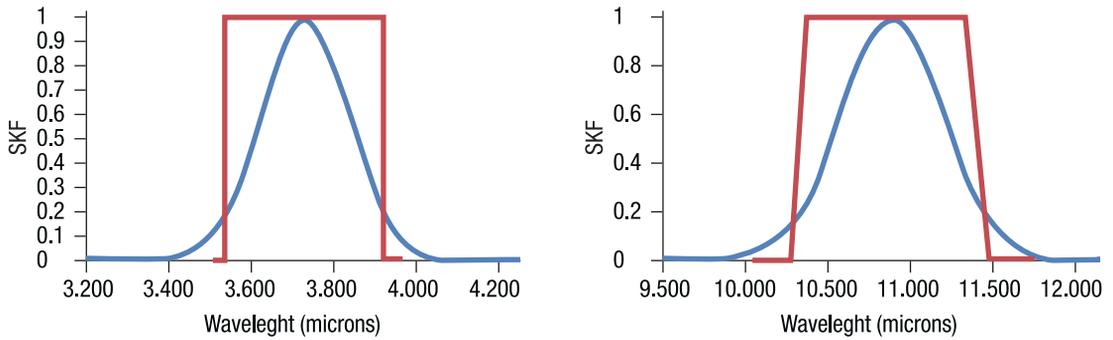


Figura 4. Dos *SRF* diferentes fueron consideradas para cada banda espectral (*MIR* y *TIR*): gaussiano y la *SRF* cuadrada. La función de Gauss fue obligada a rebasar los requisitos de la función cuadrada, con el fin de calcular el impacto de este rebasamiento de la ventana espectral en la radiancia obtenida por el sensor.

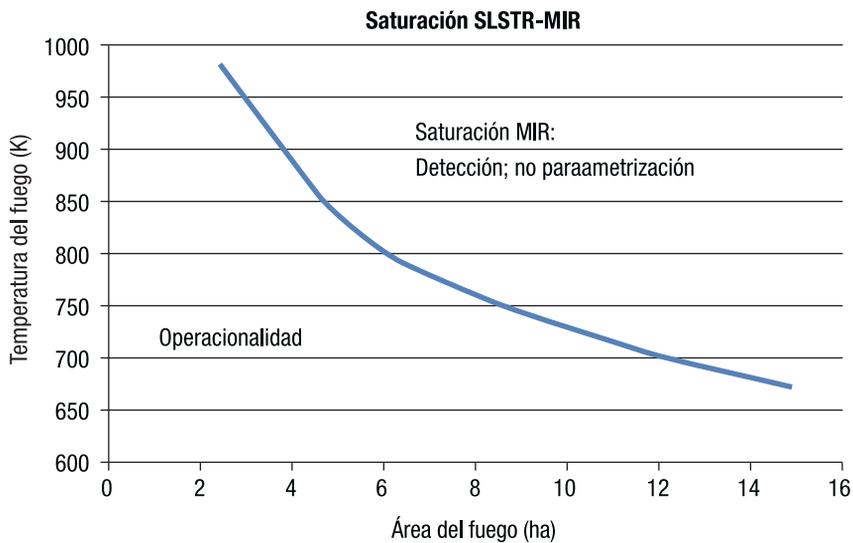


Figura 5. Representación de la línea umbral de saturación del sensor SLSTR-MIR. La zona derecha permite la detección de incendios pero no la parametrización (Temperatura, área afectada y *FRP*). La zona izda. representa escenarios de total operabilidad en la observación del fuego.

ligeras diferencias poco relevantes en la temperatura de brillo como por ejemplo, para el caso $p = 0,001$, las diferencias de temperatura de brillo son 0.3 K (*MIR*) y 3.2 K (*TIR*); sin embargo, los errores encontrados en la temperatura del fuego y las fracciones de píxel afectadas por el fuego son los mismos que los mencionados previamente ($\pm 2,6\%$ en promedio). Por lo tanto, los procedimientos de cálculo de la *FRP* descritos aquí no serán dependientes de la forma final de la función de respuesta espectral SLSTR. Observar la Figura 4, donde se muestra una comparación entre las funciones de respuesta cuadrada y gaussiana.

Por último, fue realizada una estimación de las condiciones del incendio que pueden producir saturación del sensor. Así, la saturación de la banda *MIR* sólo se produce en escenarios con una potencia de fuego muy elevada, debido a altas temperaturas y grandes áreas afectadas simultáneamente; algunos ejemplos significativos son los siguientes: a partir de (980 K, 2.5 hectáreas), (840 K, 5 ha), (770 K, 7.5 ha), (730 K, 10 ha), (670 k, 15 ha). La Figura 5 muestra la línea de umbral de saturación de la banda *MIR*; el resultado es que el futuro sensor SLSTR será adecuado para la vigilancia de incendios en una muy amplia variedad de condiciones físicas del fuego.

Conclusiones

Por lo que respecta a los resultados técnicos planteados a lo largo del trabajo, cabe destacar que los métodos FRP_{4th} y FRP_{DSB} muestran mejores resultados en un intervalo más ancho de temperaturas de fuego, que el procedimiento FRP_{8th} , y además no muestran dependencia con la fracción del píxel afectada. Sin embargo, sus errores se incrementan dramáticamente cuando la temperatura de fuego cae a valores por debajo de un cierto valor: 450 K para FRP_{DSB} debido a la convergencia imprecisa en la resolución del sistema de ecuaciones [6] y 650 K para FRP_{4th} debido a que la relación de la radiancia en función de $T^{4.0}$ no es válida; ésta es una restricción del método cuando el nivel de confianza, en la detección del fuego, es bajo. Notar que un fuego con reducida área activa o cuya temperatura es baja es difícil de detectar. El método FRP_{DSB} muestra mejores resultados que FRP_{4th} y FRP_{8th} , y su rango de aplicabilidad es más ancho; sin embargo es más sensible a la imprecisión en las condiciones atmosféricas y usa τ_{MIR} y τ_{TIR} .

Como comentarios adicionales acerca de la idoneidad y estrategias de vigilancia de incendios debe hacerse notar que la magnitud FRP es considerada de importancia crucial; sin embargo, las consecuencias ecológicas continuadas de la acción de la FRP son las que integran la información en el tiempo. Por esta razón todos los cálculos y análisis efectuados sobre satélites de órbita polar deberían encaminarse a la determinación de la $FRE = \int FRP \cdot dt$ y ésta sólo es posible mediante sensores geoestacionarios. Por lo tanto, la coordinación entre plataformas polares, que aportan la resolución espacial, y las plataformas geoestacionarias, que aportan la continuidad temporal, debería ser el objetivo estratégico de los programas de observación de incendios; en otro caso, la información de los hot-spots se limitará a una utilidad estadística.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto CAT-1 de la ESA ID: 11846, cuyo título es: «Study of suitability of Sentinel-3 to fire monitoring»

Referencias

- BERK, A., BERNSTEIN, L. W., & ROBERTSON, D.C. 1996. MODTRAN: A moderate resolution model for LOWTRAN 7, *Rep. AFGL-TR-83-0187*, Philips Lab., Hanscom Air Force Base, Mass. 1996
- CALLE, A., & SALVADOR, P. 2013. The active fire FRP Estimation: study on Sentinel-3/SLSTR. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, Vol. 10 (5), 1046-1049, September 2013
- COPPO, P., RICCIARELLI, B., BRANDANI, F., DELDERFIELD, J., FERLET, M., MUTLOW, C., MUNRO, G., NIGHTINGALE, T., SMITH, D., BIANCHI, S., NICOL, P., KIRSCHSTEIN, S., HENNIG, T., ENGEL, W., FRERICK, J., & NIEKE, J. 2010. SLSTR: a high accuracy dual scan temperature radiometer for sea and land surface monitoring from space. *Journal of Modern Optics*, 2010, Vol. 57, 1815-1830.
- DOZIER, J. 1981. A method for satellite identification of surface temperature fields of subpixel resolution. *Remote Sensing of Environment*, 1981, Vol. 11, 221-229.
- GIGLIO, L., & KENDALL, J. D. 2001. Application of the Dozier retrieval to wildfire characterization. A sensitivity analysis. *Remote Sensing of Environment*, 2001, Vol. 77, 34-49.
- GIGLIO, L., DESCLOITRES, J., JUSTICE, C. O., & KAUFMAN, Y. J. 2003. An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 2003, Vol. 87, 273-282.
- GONZÁLEZ-ALONSO, F., CALLE, A., & ROLDÁN, A. 2006. Comparison of Fire Severity and Fire Parameters using Remote Sensing Images. *Proceedings Second Recent Advances in Quantitative Remote Sensing (RAQRS II)*. pp. 125-130. Valencia, 2006
- ICHOKU, C., GIGLIO, L., WOOSTER, M. J., & REMER, L. A. 2008. Global characterization of biomass burning patterns using satellite measurements of fire radiative energy. *Remote Sensing of Environment*, 2008, vol. 112(6), 2950-2962.
- JUSTICE, C., GIGLIO, L., BOSCHETTI, L., ROY, D., CSISZAR, I., MORISSETTE, J., & KAUFMAN, Y. 2006. MODIS Fire Products. *Algorithm Technical Background Document*, version 2.3, 1 October 2006, EOS ID# 2741. MODIS Science Team, (p. 12)
- KAUFMAN, Y., REMER, L., OTTMAR, R., WARD, D., RONG-R, L., KLEIDMAN, R., FRASER, R., FLYNN, L., MCDOUGAL, D., & SHELTON, G. 1996. Relationship between remotely sensed fire intensity and rate of emission of smoke: SCAR-C experiment. In J. Levine (Ed.), *Global biomass burning*, 1996, (pp. 685-696). MA: MIT Press.
- KAUFMAN, Y. J., JUSTICE, C. O., FLYNN, L. P., KENDALL, J. D., PRINS, E. M., GIGLIO, L.,

- WARD, D. E., MENZEL, W. P., & SETZER, A. W. 1998, Potential global fire monitoring from EOS-MODIS. *Journal of Geophysical Research*, 1998, Vol. 103, 32215-32238.
- LANGAAS, S. 1995. A critical review of sub-resolution fire detection techniques and principles using thermal satellite data. *PhD thesis, Department of Geography*, University of Oslo, Norway.
- SALISBURY, J. W., & D'ARIA, D. 1994. Emissivity of Terrestrial Materials in the 3-5 mm Atmospheric Window. *Remote Sensing of Environment*, 1994, Vol. 47, 345-361.
- SALISBURY, J. W., & D'ARIA, D. 1994. Emissivity of Terrestrial Materials in the 8-14/tm Atmospheric Window. *Remote Sensing of Environment*, 1994, Vol. 42, 83-106.
- WOOSTER, M. J., ZHUKOV, B., & OERTEL, D. 2003. Fire radiative energy for quantitative study of biomass burning: derivation from the BIRD experimental satellite and comparison to MODIS fire products. *Remote Sensing of Environment*, 2003, Vol. 86, 83-107.
- WOOSTER, M. J., XU, W., & NIGHTINGALE, T. 2012. Sentinel-3 SLSTR active fire detection and FRP product: Pre-launch algorithm development and performance evaluation using MODIS and ASTER datasets. *Remote Sensing of Environment*, 2012, Vol. 120, 236-254.

Estudio de la homogeneidad de la temperatura de la superficie terrestre mediante imágenes MODIS de la zona de Doñana

D. Skoković, J. A. Sobrino, G. Sòria, J. C. Jiménez-Muñoz y Y. Julien

Unidad de cambio global (UCG). Laboratorio de Procesado de Imágenes (IPL).

Universidad de Valencia (UVEG). C/ Catedrático José Beltrán 2.

Paterna, 46980 Valencia. Tel: 963544054

Resumen

La Reserva Biológica de Doñana (RBD) posee zonas extensas y variadas que permiten el uso de imágenes de sensores de alta, media y baja resolución para el desarrollo de las actividades de calibración/validación (cal/val). Para hallar zonas potenciales para las actividades de cal/val, se ha estudiado la homogeneidad de la temperatura de la superficie terrestre (TST) mediante imágenes MODIS durante los años 2011 y 2012. La metodología utilizada para este fin, se basa en la obtención de la desviación estándar de una parcela de 3x3 píxeles con la que se ha hallado la variabilidad espacial de la TST en tres puntos concretos de la RBD (marisma, vegetación autóctona y dunas). Como resultados podemos destacar; la homogeneidad de la marisma durante sus períodos de inundación y de la vegetación autóctona durante todo el año; y la validez del uso de las medidas obtenidas por las estaciones presentes en la RBD para la cal/val de sensores de baja resolución en el térmico.

Palabras clave: CAL/VAL, TST, RBD, homogeneidad, desviación estándar, marisma.

Abstract

Study of the land surface temperature homogeneity from MODIS imagery over the Doñana test site

Doñana Biological Reserve (RBD) has extensive and varied areas that allow remote sensing images using high, medium and low resolution for the development of calibration / validation activities (cal/val). To find potential areas for activities of cal/val, the study is based in the homogeneity of the land surface temperature (LST) using MODIS images during the time period between 2011 and 2012. The methodology uses the standard deviation of a plot of 3 × 3 pixels. With this parameter the spatial variability of LST is obtained in three particular points of RBD (Marsh, native vegetation and dunes). Results shows the homogeneity of the marsh during flood periods and native vegetation during the whole year and validate the measurements registered by the stations on the RBD for cal / val activities of low spatial resolution sensors.

Key words: Cal/Val, LST, RBD, homogeneity, standard deviation, marsh.

Introducción

La calibración y validación (cal/val) de sensores de baja resolución se realiza en sitios homogéneos con una gran extensión como pueden ser los desiertos, lagos y océanos. Ya que el ac-

ceso a estas zonas resulta dificultoso (desiertos) o las medidas obtenidas por los sensores en el agua presentan una serie de inconvenientes como puede ser el efecto bulk-skin (Hook *et al.*, 2003), es interesante hallar zonas extensas y de fácil acceso para las actividades de cal/val. Por

* Autor para la correspondencia: drazen.skokovic@uv.es

Recibido: 31-10-13; Aceptado: 29-11-13.

eso, en el marco del proyecto CEOS-SPAIN para la búsqueda y puesta en marcha de zonas de cal/val de satélites, se están realizando estudios para la búsqueda de lugares que cumplan ciertas características para el desarrollo, con las mínimas incertidumbres posibles, de estas actividades por el territorio español. La homogeneidad es una de estas características que se requieren para la cal/val de satélites (Morain *et al.*, 2004 y Teillet *et al.*, 2007) por lo que, un estudio de la homogeneidad se hace necesario para la identificación de zonas potenciales para el desarrollo de estas actividades. Dependiendo del sensor que se desee calibrar/validar, la extensión de la zona variará según su resolución espacial, por lo que es importante disponer de zonas amplias para poder abarcar la mayor cantidad de sensores posibles. Una de las zonas que cumple esta característica es la Reserva Biológica de Doñana (RBD).

La RBD se encuentra en el suroeste de España. Posee un área de 3.560 km² que incluye una rica variedad de formas de relieve y tipos de vegetación representativas de las tierras bajas del Mediterráneo. El clima es de tipo mediterráneo subhúmedo y tiene una estacionalidad bien definida, con suaves y húmedos inviernos y veranos secos y calurosos. De acuerdo al estudio de Fernández *et al.* (2010) en este ecosistema están representados dos unidades ambientales generales: los Cotos, constituidos por suelos arenosos de origen eólico, arenas basales y limos, y las Marismas de suelos arcillosos que se originaron después de la ocupación del antiguo estuario del Río Guadalquivir.

Estas características de la RBD ofrecen, para el desarrollo de las actividades de cal/val, la posibilidad de usar imágenes de sensores de baja, media y alta resolución espacial, aprovechando las grandes extensiones que ofrecen las marismas, dunas y vegetación autóctona. La homogeneidad de todas estas superficies debe ser analizada a lo largo de las distintas épocas del año para identificar los periodos de tiempo en que esta es máxima.

Metodología

Para el estudio de la homogeneidad sobre la RBD hemos utilizado las imágenes proporcionadas por el sensor MODIS de los años 2011

y 2012. Todas estas imágenes han sido adquiridas con la estación de recepción de imágenes de satélite del Laboratorio de Procesado de Imágenes de la Universidad de Valencia.

Para el análisis de las imágenes, se ha utilizado el producto de temperatura de la superficie terrestre (TST) obtenido por el método desarrollado por Sobrino *et al.* (2003), que posee una resolución de 1 × 1 km, y la máscara de nubes proporcionada por MODIS.

La metodología empleada para determinar la homogeneidad de un píxel se basa en la obtención de la desviación estándar, y la diferencia entre el valor máximo y mínimo, MMD, de una matriz de 3 × 3 píxeles, siempre que el mismo esté libre de nubes. Este procedimiento es necesario, ya que es la única forma de caracterizar la variabilidad espacial de la TST para un píxel dado (Hale *et al.*, 2011). De esta forma, mediante la desviación estándar obtendremos las diferencias de TST de nuestra píxel central con sus vecinos más cercanos, mientras que la MMD nos proporcionará una herramienta para la eliminación de valores extremos puntales que puedan darse en algún píxel concreto de la zona por la presencia de nubes que no hayan sido detectadas por la máscara. Para asegurarnos de que la influencia de nubes fuera mínima en nuestros análisis, solamente se escogieron las imágenes con una cobertura nubosa inferior al 20%.

Con las imágenes procesadas, se estimaron los productos mensuales de los años 2011 y 2012 para los valores diurnos y nocturnos por separado.

Área de estudio

De las zonas naturales sin transformar de la RBD, se han escogido tres áreas del parque características de la zona: Estas áreas son la marisma, las dunas y la vegetación autóctona y su localización aproximada podemos verla en la Tabla 1. Esta localización coincide con las estaciones presentes en la RBD y que disponen de radiómetros para el registro continuo de la TST.

La parcela de las dunas, es la zona del parque con los relieves más acusados, alcanzando alturas de hasta 40 m. Está formada por arena y vegetación de tipo bajo. Su extensión no

Tabla 1. Coordenadas de las superficies analizadas

Marisma	36.992 N	6.442 W
Vegetación	37.008 N	6.506 W
Dunas	36.917 N	6.417 W

es muy grande, en comparación con la resolución ofrecida por MODIS. La parcela de vegetación autóctona no presenta cambios tan abruptos de relieve y posee una vegetación de matorrales más densa que las dunas. Su extensión es muy grande y ocupa una gran área de la parte oeste del parque. Finalmente, la marisma, presenta un ciclo anual característico de inundaciones que comienzan en los meses de octubre-noviembre y alcanza su máximo sobre los meses de enero-febrero. Este ciclo no siempre se cumple, ya que depende mucho del régimen de lluvias a lo largo del año. Cuando la marisma se seca, la mayor parte de esta está formada por un suelo arcilloso que alberga una gran cantidad de vegetación marismeña. En la Figura 1, podemos apreciar los diferentes tipos de superficie a estudiar.

Resultados

Ya que la superficie de la marisma varía mucho a lo largo del año, con gran dependencia del régimen de lluvias, el estudio se ha dividido en dos períodos de tiempo: marisma inundada y marisma seca. Para ello se han identificado los períodos de tiempo en que estaba inundada la marisma y se han comparado con los períodos secos (Figura 2).

En el año 2011 la marisma estuvo inundada hasta bien entrado el mes de mayo y durante el año 2012, sólo durante los meses de abril y mayo, aunque parcialmente, sí que estuvo inundada nuestra zona de estudio. En este período, y en base a la Figura 2, se observa una diferencia de entorno a unos 0.5 K entre los períodos de inundación de la marisma y los de sequía durante los primeros meses del año. Para el resto de meses, la desviación de la TST es muy parecida.

En la Figura 3 podremos apreciar la homogeneidad de la marisma para dos imágenes del mes de Marzo. Una para el año 2011 y otra para el 2012. En ella apreciamos claramente que



Figura 1. De arriba a abajo: Imagen de la marisma inundada; dunas de la RBD; zona de «El Ojillo» perteneciente a la vegetación autóctona.

la homogeneidad de la TST es mucho mayor cuando la marisma está inundada que cuando está seca. Además, durante los períodos de pocas lluvias, como el Marzo de 2012, la vegetación es más homogénea que en los períodos lluviosos. Esto se debe al poco contraste que existe en la TST entre los suelos arenosos y la vegeta-

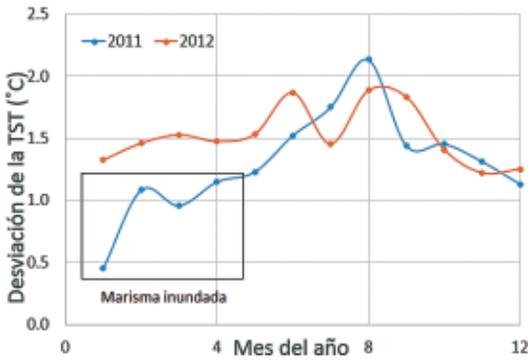


Figura 2. Valores de la desviación estándar de la TST a lo largo del año para la marisma.

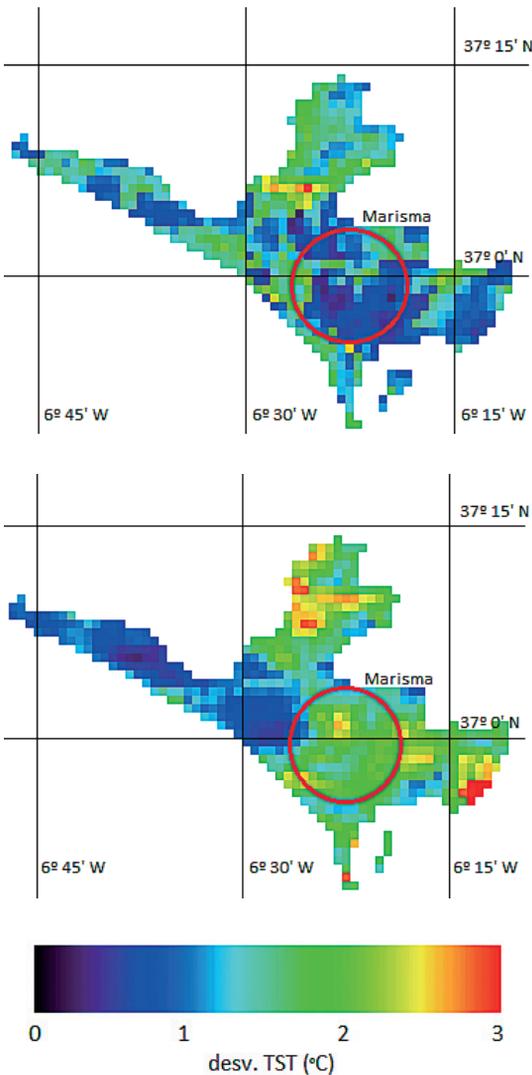


Figura 3. Imagen de la desviación estándar de la TST en la zona de la RBD durante el mes de marzo. Arriba: Imagen del año 2011 Abajo: Imagen del año 2012.

ción seca, mientras que para la vegetación verde, el contraste de la TST si es significativo.

Realizando el promedio de la desviación estándar de la TST para todos los meses estudiados, obtenemos la Tabla 2, en la que apreciamos la variación media de la TST para nuestras zonas de estudio. En ella observamos cómo la zona de vegetación es la más homogénea durante todo el año, mientras que la zona de las dunas es la que más desviación estándar de la TST presenta. Esto es debido, en parte, al relieve de las dunas y a su pequeña extensión en comparación con el píxel ofrecido por MODIS, mientras que la vegetación, al cubrir un área muy grande de la zona, es mucho más homogénea, sobre todo en los periodos de pocas precipitaciones, como se ha mencionado anteriormente. La marisma, sólo en los periodos de inundación, es la que menor variabilidad de la TST presenta. En la Figura 4, presentamos los resultados de una forma más clara y en la que puede verse la distribución espacial de la homogeneidad por toda el área de la RBD.

Se aprecia cómo la parte oeste de RBD es la más homogénea durante todo el año, observándose variaciones de la TST de 1 K que corresponden a la zona de la vegetación autóctona. La zona de la marisma, dependiendo de la parte en la que nos encontremos variará de entre 1.7 K en la zona de Fuente Duque, hasta los 3.5 K de la zona del centro y sur de la marisma. Para el resto de la zona de la RBD, parte norte, este y dunas, la desviación de la TST es bastante alta y ronda los 4 K.

Además de analizar la distribución espacial de la desviación estándar de la TST, también se ha estudiado como varía esta con el tiempo. En concreto se han obtenido los valores medios de la desviación estándar de la TST para los meses estivales y los meses invernales. En la Tabla 3 observamos cómo durante los meses

Tabla 2. Promedio de la desviación estándar de la TST de los años 2011 y 2012 para una matriz de 3×3 píxeles centrada en las coordenadas de la marisma, vegetación y dunas, con sus respectivos errores

Zona	dTST	SD _{error}
Marisma inundada	0.9	0.4
Marisma seca	2.2	0.8
Vegetación	1.0	0.4
Dunas	3.2	1.4

Tabla 3. Promedio estándar de la desviación estándar de la TST, dividida en el período invernal y estival, de los años 2011 y 2012 para una matriz de 3 × 3 píxeles centrada en las coordenadas de la marisma, vegetación y dunas, con sus respectivos errores

Zona	dTST invernal	SD _{error}	dTST estival	SD _{error}
Marisma seca	1.6	0.6	2.6	1.1
Vegetación	0.8	0.3	1.4	0.5
Dunas	2.7	1.2	3.5	1.5

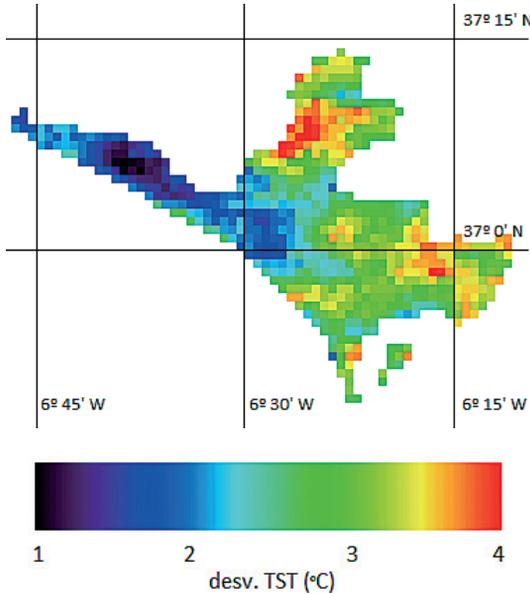


Figura 4. Imagen de la desviación estándar de la TST en la zona de la RBD para el periodo 2011-2012.

invernales la homogeneidad de la TST es mayor para nuestras zonas de estudio debido al menor aporte energético del Sol, lo que produce una equiparación, para todas las superficies, de la TST. Esta diferencia de homogeneidad de la superficie entre los períodos estivales e invernales la podemos apreciar perfectamente entre las imágenes de la desviación estándar de la TST durante los meses de agosto y noviembre del año 2011 (Figura 5), en la que obtenemos que la diferencia media entre las dos escenas es de 1 K, con diferencias significativas de hasta 2 K en la parte norte y este de la RBD.

Aplicaciones

Una de las aplicaciones es la cal/val de sensores de baja resolución. Para ello, validare-

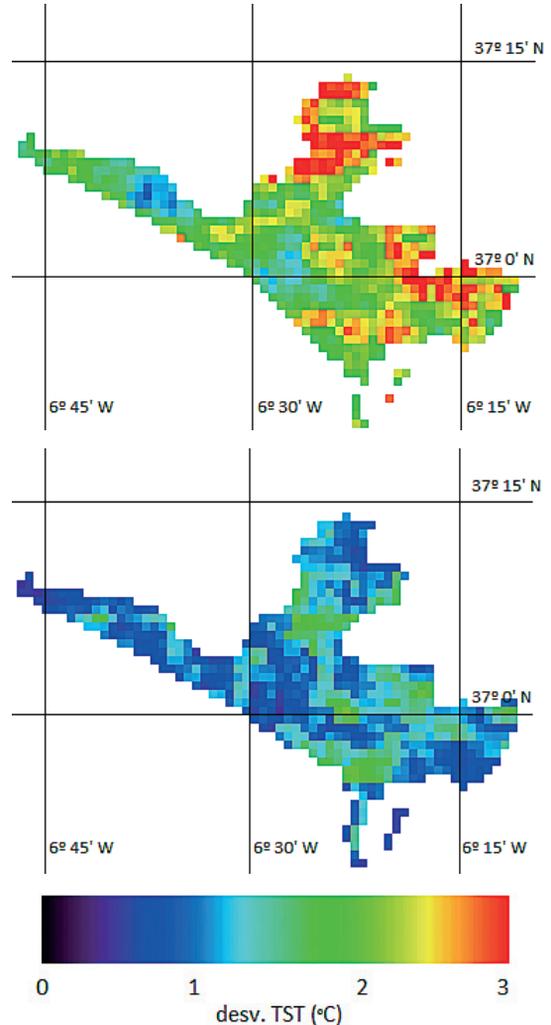


Figura 5. Imagen de la desviación estándar de la TST en la zona de la RBD durante el año 2011. Arriba: mes de agosto; Abajo: mes de noviembre.

mos el producto de TST (MOD11) ofrecido por MODIS con el radiómetro ubicado en la estación de Fuente Duque, ubicada en la marisma, cuyas coordenadas se mencionaron anteriormente en la Tabla 1. Ya que anteriormente se ha comentado que la desviación espacial de la TST

Tabla 4. Comparación de la TST obtenida por el producto MOD11 de MODIS con las medidas in situ para la zona de la marisma durante el año 2011

Período	Fecha	MODIS TST (K)	IN SITU TST (K)	$\Delta_{\text{MOD-SITU}}$ (K)	RMSE (K)	R ²
Invernal/ Marisma inundada	24/03/2011	293.8	293.2	0.6		
	09/04/2011	298.7	299.2	-0.5		
	13/05/2011	301.7	302.5	-0.8		
	17/10/2011	303.3	303.8	-0.5		
	17/11/2011	292.5	294.1	-1.6		
	07/12/2011	287.8	288.3	-0.5		
Estival	08/06/2011	298.9	297.8	1.1		
	03/07/2011	299.6	300.3	-0.7		
	05/07/2011	309.8	309.1	0.7		
	14/07/2011	309.7	307.1	2.6		
	26/07/2011	308.5	310.7	-2.2		
	01/09/2011	297.1	297.1	0.0		
	06/09/2011	312	311.9	0.1		
Invernal/Marisma inundada					0.90	0.99
Estival					1.51	0.94

en la marisma es menor en los periodos de inundación y en el periodo invernal, la validación se ha separado en dos periodos: Uno con valores estivales, y otro con invernales y con la marisma inundada.

En la Tabla 4 se puede observar cómo para los meses invernales se obtiene un RMSE de 0.9 K lo que nos indica que el error de la validación está dentro del límite ofrecido por el producto de LST que es de 1 K (Wan *et al.*, 2002). Para los meses estivales el error es un poco mayor tal como predecía el estudio realizado, pero aun así sigue estando dentro del valor requerido (0.5-2 K) para las investigaciones agrícolas, hidrológicas y meteorológicas con resoluciones entre 1-10 km (CEOS & WMO, 2010; GCOS, 2006). Esto nos muestra que la RBD, en su zona de la marisma y vegetación autóctona, es perfectamente apta para la cal/val de sensores de baja resolución en el térmico.

Conclusiones

En este trabajo hemos estudiado los periodos y zonas más homogéneas de la RBD. Para ello nos hemos basado en las imágenes MODIS obtenidas durante los años 2011 y 2012 con la estación de recepción del Laboratorio

de Procesado de Imágenes de la Universidad de Valencia.

De entre los datos más relevantes extraídos de este estudio, podemos concluir que la zona oeste, correspondiente a la vegetación autóctona, es el lugar que presenta las mejores condiciones de homogeneidad durante todo el año, no superando la desviación estándar de la TST con sus píxeles vecinos los 2 K. Si nos centramos en un periodo de tiempo concreto, la marisma (cuando está inundada) y la vegetación autóctona (en meses invernales) presentan los valores más altos de homogeneidad ya que su desviación estándar de la TST no supera el grado centígrado.

Con ello, tenemos que la marisma y la vegetación autóctona son zonas ideales para las actividades de cal/val de satélites, ya que presentan errores espaciales aceptables inferiores a 1 K para validar productos de TST obtenidos con sensores de baja resolución en el térmico, como MODIS y VIIRS, o el futuro SLSTR a bordo de Sentinel-3. Estas zonas se ofrecen como una alternativa a las calibraciones tradicionales que se realizan sobre zonas de agua (mares y lagos).

Finalmente, mediante este estudio, hemos demostrado la validez del uso de las medidas obtenidas por las estaciones presentes en la RBD para la cal/val de sensores, tanto de baja como de alta resolución, en el espectro térmico.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Ministerio de Economía (proyecto CEOS-SPAIN)

Bibliografía

- CEOS, WMO. «Revision of AOPC requirements in WMO/CEOS database», Submitted by the Secretariat, 4 pp (2010).
- WMO, GCOS-107. «Systematic Observation Requirements for Satellite-based Products for Climate». WMO TD, 1338, 90 (2006).
- FERNÁNDEZ, N., PARUELO, J. M., & DELIBES, M. 2010, Ecosystem functioning of protected and altered Mediterranean environments: A remote sensing classification in Doñana, Spain, Remote Sensing of Environment, Volume 114, Issue 1, ISSN 0034-4257.
- HALE, R. C., GALLO, K. P., TARPLEY, D., & YU, Y. 2011, Characterization of variability at in situ locations for calibration/validation of satellite-derived land surface temperature data, Remote Sensing Letters, vol. 2, no. 1, 41-50.
- HOOK, S. J., PRATA, F. J., ALLEY, R. E., ABTAHI, A., RICHARDS, R. C., SCHLADOW, S. G., *et al.* (2003). Retrieval of lake bulk and skin temperatures using Along-Track Scanning Radiometer (ATSR-2) data: A case study using Lake Tahoe, California. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 20(4), 534-548.
- MORAIN, S., & BUDGE, M. A. 2004. Post-Launch Calibration of Satellite Sensors, ISPRS Book Series - Volume 2, pp.181-187.
- SOBRINO, J. A., EL KHARRAZ, J., & LI, Z. L. 2003. Surface temperature and water vapour retrieval from MODIS data, *International Journal of Remote Sensing*, 24, 5161-5182.
- TEILLET, P. M., BARSÍ, J. A., CHANDER, G., & THOME, K. J. 2007. Prime candidate earth targets for the post-launch radiometric calibration of space-based optical imaging instruments. *Proceedings of SPIE*, vol. 6677, 66770S.
- WAN, Z., ZHANG, Y., ZHANG, Q., & LI, Z.-L. (2002). Validation of the landsurface temperature products retrieved from Terra moderate Resolution Imaging Spectroradiometer data. *Remote Sensing of Environment*, 83(1-2), 163-180.

Primera aplicación de imágenes Fasat-Charlie al estudio de praderas semi-áridas de Chile

A. Santamaría-Artigas¹, C. Mattar¹, C. Durán-Alarcón¹, L. Olivera¹,
M. Inzunza², D. Tapia² y E. Escobar-Lavín²

¹ Laboratorio para el Análisis de la Biósfera (LAB). Dpto. de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables. Universidad de Chile. Av. Santa Rosa 11315, La Pintana. Santiago, Chile

² Grupo de Operaciones Espaciales. Fuerza Aérea de Chile. Volcán Osorno s/n. El Bosque, Santiago, Chile

Resumen

La Región semi-árida de Chile ha cobrado una gran relevancia durante las últimas décadas debido al aumento de la desertificación, ocurrencia de eventos extremos climáticos y decreciente volumen de precipitación. Esta situación condiciona a dicha región para convertirse en una zona de relevante interés científico en el estudio y análisis de los recientes fenómenos climáticos y su relación la cobertura de la superficie. En este contexto, las nuevas tecnologías satelitales que dispone Chile, podrían ayudar hacia una entrega constante de información actualizada de esta zona. El Sistema Satelital para Observación de la Tierra (SSOT/Fasat-C) a cargo de la Fuerza Aérea de Chile (FACH) es el primer sensor multiespectral lanzado por Chile en diciembre de 2011 que presenta una resolución espacial de 5.8 metros para las bandas azul (455-520 nm), verde (528-588 nm), rojo (625-695 nm) e infrarrojo cercano (758-881 nm), y una resolución espacial de 1.45 metros para la banda pancromática (455-744 nm). Entre sus principales objetivos se encuentra la detección y monitoreo de cambios en el territorio chileno, con el fin de generar las bases para un sistema de respuesta en el caso de eventos extremos, así como permitir el estudio de series temporales de las superficies naturales afectadas por el cambio climático.

En el presente trabajo se realizó una calibración radiométrica y posterior corrección atmosférica de una escena Fasat-Charlie. A partir de los valores de reflectancia de superficie, se calcularon diferentes curvas espectrales para coberturas de vegetación, suelo desnudo (del orden Aridisol) y concreto, siendo este último representativo de los materiales urbanos presentes en la zona. Estos comportamientos espectrales fueron comparados con información proporcionada por la Aster Spectral Library (ASL), encontrando un comportamiento similar. Luego se estimaron cuatro índices de vegetación: Cociente, NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), LAI (Leaf Area Index) y MSAVI (Modified Soil Adjusted Vegetation Index). Los índices de vegetación estimados entregaron magnitudes bajas que podrían explicarse por la heterogeneidad espacial de la vegetación presente en el área de estudio. En este caso, el índice MSAVI fue el que representó de mejor manera la característica dispersa de la vegetación. Estos resultados muestran el potencial del Fasat-C para ser utilizado como una herramienta útil en el monitoreo, estudio y análisis de las coberturas de la superficie terrestre sometidas a constantes cambios de carácter global.

Palabras clave: Fasat-C, Región-Semiárida, índices de vegetación, Chile.

* Autor para la correspondencia: andres.santamaria.artigas@gmail.com

Recibido: 11-11-13; Aceptado: 29-11-13.

Abstract

First application of FASAT-Charlie Imagery for the assessment of semiarid prairies in Chile

The semi-arid region of Chile has gained great relevance in the recent decades mainly due to the constant desertification process it's suffering, the increase of climatic extreme events occurrence and the decrease in the precipitation volume. This scenario makes the region a zone of great scientific relevance to the scientific community for the study and analysis of recent climatic events and their relationship with the land cover change process. In this context, satellite technologies now available to Chile could help towards a consistent delivery of updated information from this area. The Satellite System for Earth Observation (SSOT/Fasat-C) controlled by the Chilean Air Force (FACH) carries on board the multispectral sensor NAOMI-1 which has a spatial resolution of 5.8 meters for the blue (455-520 nm), green (528-588 nm), red (625-695 nm) and near infrared (758-881 nm) bands, and a spatial resolution of 1.45 meters for the panchromatic band (455-744 nm). Among its main objectives are land use change detection and monitoring in the Chilean territory, in order to create the basis for a response system in the case of extreme events, and to allow time series study of natural surfaces affected by climate change.

In this paper the radiometric calibration and atmospheric correction of a Fasat-Charlie scene was carried out. Spectral signatures of vegetation, bare soil (Aridisol) and concrete were obtained from surface reflectance values. The spectral behavior was then compared with information from the Aster Spectral Library (ASL), and a similar behavior was found. Then, four vegetation indexes were calculated, those are: Simple Ratio (SR), NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), LAI (Leaf Area Index) and MSAVI (Modified Soil Adjusted Vegetation Index). The estimated vegetation indexes showed low magnitudes, which could be explained by the scarce characteristics of the vegetation. The MSAVI index showed to be the one that best represented this scarce distribution of the vegetation. These results show the potential that the Fasat-Charlie has as a tool for the monitoring, study and analysis of land covers affected by constant global changes.

Key words: Fasat-C, Semi-arid region, vegetation index, Chile.

Introducción

La región semi-árida de Chile es una zona clave para el estudio de un futuro escenario de cambio climático. En esta zona se desarrolla ampliamente la agricultura, la que se ha visto fuertemente beneficiada por la construcción de reservas de agua artificial, sin embargo, son los montos de precipitaciones los que definen la posibilidad de un desarrollo agrícola real en la zona. En efecto, la magnitud de los fenómenos climáticos que han ocurrido en la última década (*i.e.* ENSO) tienen influencia directa en los montos de precipitaciones y por ende, podrían ser gravitantes para los procesos de cambio climático que podría afrontar esta región (Meza, 2013).

Diversos trabajos se han desarrollado con el objetivo de estudiar una serie de aspectos de la zona semi-árida de Chile tales como la: demanda hídrica, paleoclimatología, flujo de energía de la superficie, variación espacial de la ve-

getación productiva (Squeo *et al.*, 2006; Meza, 2013; Maldonado y Villagrán, 2006; flujo de energía de la superficie; Kalthoff *et al.*, 2006; Squeo *et al.* 2008). Sin embargo, una relación que todavía no ha sido estudiada en profundidad es la existente entre la demanda hídrica y la cobertura natural de la superficie. Ciertos trabajos a escala global abordan los cambios espacio-temporales de la vegetación en zonas áridas y semi-áridas de Chile (Sobrino *et al.*, 2006; Julien *et al.*, 2011), pero todavía no existe un real análisis de los posibles cambios en las coberturas de la superficie de la región en las últimas década. Para llevar a cabo el análisis espacio-temporal es necesario un monitoreo continuo de las diversas superficies, tales como: cuerpos de agua, cultivos y vegetación semi-árida, esta última de especial vulnerabilidad ecosistémica debido a que ha sido sometida a un excesivo pastoreo (*e.g.* debido a producción caprina) y a la extracción de leña (Perez *et al.*, 2012). El monitoreo de estas zonas semi-áridas

(i.e. predominantemente praderas), praderas semi-áridas es clave para el desarrollo y sustento en la región semi-árida de Chile, la que podría ver alterada su acción de reservorio de carbono debido a los usos antrópicos y de esta manera intensificar los efectos del cambio climático en esta zona (Frank, 2002).

En este contexto, nuevas tecnologías satelitales para el continuo monitoreo remoto de diferentes coberturas naturales se presentan como una alternativa para un estudio constante de los parámetros ligados a las coberturas de la superficie. Este es el caso del Fasat-Charlie, el primer satélite chileno de observación de la tierra que posee un gran utilidad para el monitoreo de los recursos naturales (SAF, 2013). A partir de estas imágenes, los usuarios han comenzado a generar requerimientos de información y procesamiento con el objetivo de utilizar la información entregada por este sensor. El objetivo de esta nota técnica, es presentar la utilidad de las imágenes del satélite chileno Fasat-C en el monitoreo las zonas naturales sensibles de Chile, tanto para el estudio de los recursos naturales como para el análisis de los efectos de fenómenos ambientales en la región semi-árida de este país. Esta nota técnica, se divide en las siguientes secciones: La sección 2 presenta las características principales del sensor Naomi-1. La sección 3 describe el área de estudio correspondiente a un sector de la región semi-árida de Chile. En la sección 4, se muestra un protocolo simple de calibración radiométrica, corrección atmosférica y comparación con espectros de librería. La sección 5 muestra diversas aplicaciones para el estudio de la cobertura mediante imágenes Fasat-C y finalmente, la sección 6 presenta algunas conclusiones y comentarios futuros.

Sensor Naomi-1

El satélite Fasat-Charlie fue lanzado el 16 de diciembre de 2011, convirtiéndose en la primera misión satelital exitosa de la Fuerza Aérea Chilena (FACH). Entre los principales objetivos de la misión se encuentra la detección y cuantificación de cambios en el territorio chileno, con el fin de generar las bases de un sistema de respuesta en el caso de eventos extremos como te-

remotos o erupciones volcánicas y para permitir el estudio de series temporales de las superficies naturales afectadas por el cambio climático.

El Fasat-Charlie es el primer satélite de alta resolución espacial operado por la fuerza aérea chilena (FACH). A bordo del Fasat-C se encuentra el sensor NAOMI-1 (New AstroSat Optical Modular Instrument), el cual registra la información de la superficie terrestre desde una órbita de 620km en una resolución radiométrica de 10 bits para las bandas azul (455-520 nm), verde (528-588 nm), rojo (625-695 nm), infrarrojo cercano (758-881 nm) y pancromática (455-744 nm). La resolución espacial del sensor es de 5.8 m para las bandas multiespectrales y de 1.45 m para la banda pancromática. Las características temporales del sensor corresponden a un tiempo de revisita de entre 3 a 5 días para un ángulo de observación de hasta 30°, y de 37 días para una visión desde el nadir. Mas antecedentes del Fasat-C pueden consultarse en Mattar *et al.* (2013).

Área de estudio: Región semi-árida de Chile

Para una aplicación de las funcionalidades de los productos Fasat-Charlie, se seleccionó un sitio experimental ubicado en la región semi-árida de Chile. Esta área de estudio corresponde al sitio experimental «Las Cardas» de la Universidad de Chile, ubicado en la región de Coquimbo, Chile (30°15' S; 71°17' W), a 45 km al sur de La Serena en la depresión central entre las planicies costeras y la Cordillera de los Andes. El clima es del tipo Mediterráneo con alta influencia marina (i.e. menos de 20 km desde el Océano Pacífico). La precipitación promedio es inferior a los 140 mm anuales y se concentra entre junio y septiembre. La temperatura anual varía entre los 26° en enero (verano) y 5°C en julio (invierno). El tipo de vegetación dominante es arbustiva de estructura abierta no-saturada (1,2 m), y los suelos son del tipo Aridisol derivados de depósitos graníticos aluviales, con texturas franco-arenosos en la superficie del horizonte y arenofrancosos en las capas profundas (Perez *et al.*, 2012). La Figura 1 muestra el área de estudio en la escena Fasat-C utilizada.

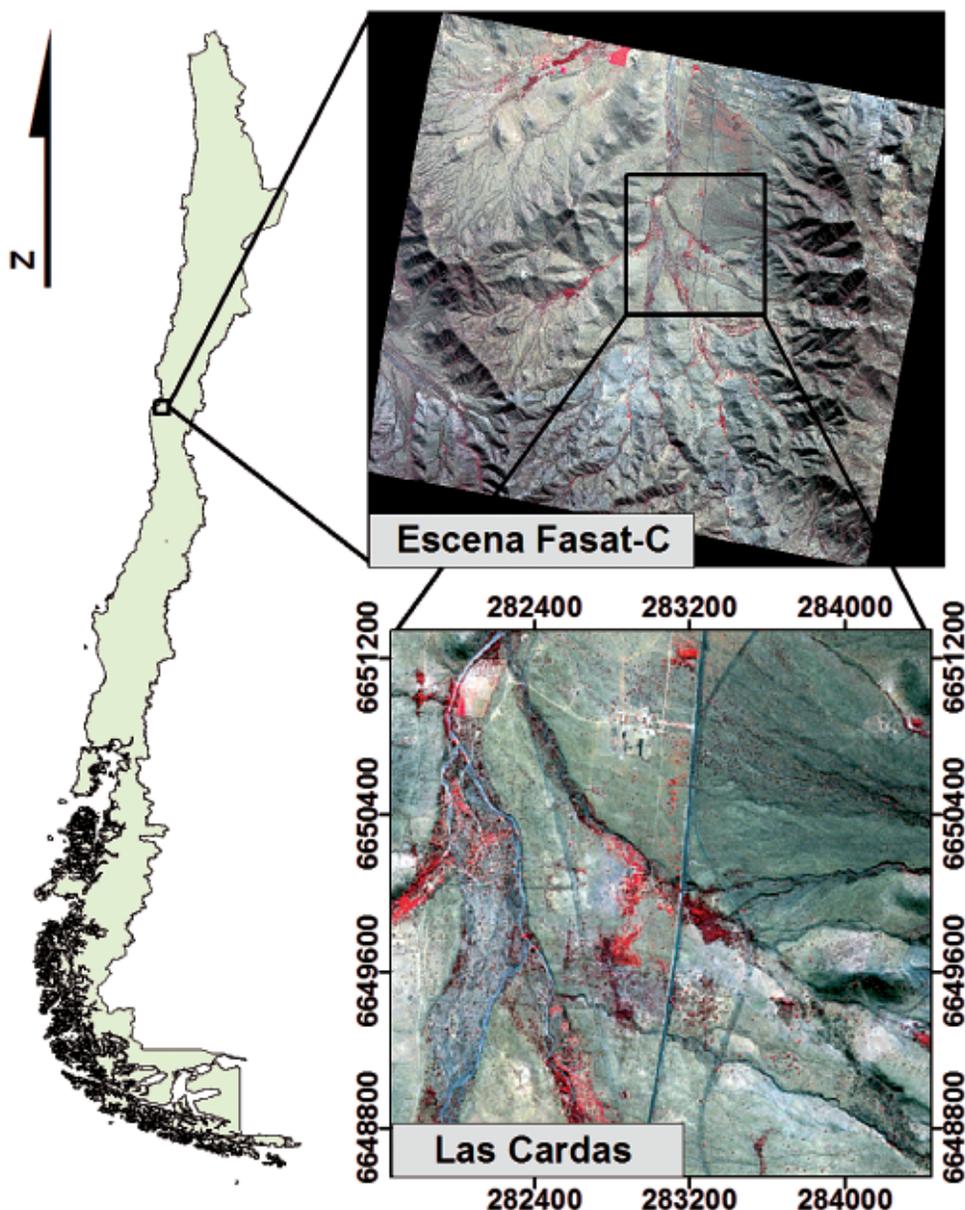


Figura 1. Area de estudio en falso color convencional.

Calibración radiométrica, corrección atmosférica y caracterización espectral del Fasat-C

Con el objetivo de utilizar magnitudes físicas como reflectancia de la superficie e índices de vegetación, los valores en niveles digitales (ND) de la imagen FASAT-Charlie adquirida el 4 de mayo del 2013 fueron transformados en valores de radiancia aparente pa-

ra cada una de las bandas espectrales utilizando la ecuación [1]:

$$L_{\lambda} = ND_{\lambda} \cdot (Gain_{\lambda})^{-1} + Offset \quad [1]$$

donde λ es la banda espectral del Fasat-Charlie; L_{λ} es la radiancia aparente registrada por el sensor ($W m^{-2} \mu m^{-1} str^{-1}$); ND_{λ} es el nivel digital de cada banda (0-1024); $Gain$ es el factor de conversión entregado por los coeficientes 0.9338110; 1.0134981; 1.2136321 y 1.5855519 para las bandas azul, verde, rojo e infrarrojo cercano respectivamente. El offset se conside-

Tabla 1. Condiciones de Observación de la escena Fasat-C

Condición Geométrica	Valor
Ángulo de Observación	26.44°
Ángulo de Azimutal de la Plataforma	100.67°
Ángulo Azimutal Solar	33.36°
Ángulo de Elevación Solar	37.44°

ró igual a cero (SAF 2013, Reporte técnico Fasat-C). Una vez convertidos los valores en niveles digitales a radiancia aparente, la reflectancia en el tope de la atmósfera se puede derivar utilizando [2]:

$$\rho_{\lambda} = \frac{\pi \cdot L_{\lambda} \cdot d^2}{Esun_{\lambda} \cdot \cos(\theta)} \quad [2]$$

Donde ρ_{λ} es la reflectancia espectral en el tope de la atmósfera; d es la distancia Tierra-Sol en unidades astronómicas (1.00831 para el 4 de mayo de 2013), π es una constante igual a 3.1415927, θ es el ángulo de cenit solar dado por el tiempo de adquisición de la imagen y $Esun_{\lambda}$ ($Wm^{-2}\mu m^{-1}$) es la irradiancia solar espectral media en el tope de la atmósfera propuesta por Thuillier *et al.* (2003).

La información de observación para la escena trabajada se entrega en la Tabla 1.

Productos MODIS

Debido a la falta de medición de las características atmosféricas en el lugar durante la hora de paso del Fasat-Charlie, se utilizaron productos atmosféricos del sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) para caracterizar las condiciones atmosféricas del momento en el que fue obtenida la escena. Los productos atmosféricos de MODIS han sido utilizados en otras publicaciones científicas con resultados confiables (Gillingham y Shepard, 2004; Norjamäki y Tokola, 2007; Jiménez-Muñoz *et al.*, 2010; Jiménez-Muñoz *et al.*, 2013b). Para este trabajo, se utilizó el producto de perfil atmosférico MOD04_L2 (Kaufman y Tanré, 1998) para estimar el espesor óptico a 550 nm en una resolución espacial de 10×10 km; la concentración de ozono se obtuvo del producto MOD07 (Gao y Kaufman, 1998) en una resolución de

Tabla 2. Caracterización Atmosférica para la captura de la escena Fasat-C (04/05/2013)

Condición Atmosférica	Valor
Concentración de Vapor de Agua (g/cm^2)	0.63
Concentración de Ozono (cm-atm)	0.307
Modelo de Aerosoles	Continental
Espesor Óptico en los 550 nm	0.0

5×5 km; finalmente, la concentración de vapor de agua se obtuvo a partir del producto MOD05 (Seaman *et al.*, 2002) en una resolución espacial de 1×1 km.

Corrección Atmosférica

Para estimar los valores de reflectancia in situ desde los valores medidos por el sensor, se utilizó el código de transferencia radiativa 6S (*Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum*) desarrollado por Vermote *et al.* (1997). Los parámetros atmosféricos usados como entrada para el modelo 6S se presentan en la Tabla 2.

El modelo 6S ha sido ampliamente utilizado para la corrección atmosférica de imágenes remotas pues su implementación es práctica, rápida y eficiente. Diversos estudios han aplicado este método para corregir información de muy alta (Franch *et al.*, 2013), alta (Martin *et al.*, 2012), media (Jiménez-Muñoz *et al.*, 2010) y baja (Vermote, 1997) resolución espacial.

Aplicaciones del Fasat-C a la región semi-árida de Chile

Comparación con librerías Espectrales

La caracterización espectral de diferentes coberturas fue analizada mediante la comparación de diversos valores espectrales obtenidos desde las imágenes Fasat-Charlie, con valores obtenidos de la Aster Spectral Library (Baldrige *et al.*, 2009). Esta librería presenta una robusta serie de espectros de la superficie que permiten una comparación con ciertos elementos de la superficie detectados por sensores remotos. Para este caso, se seleccionaron

Tabla 3. Índices de vegetación aplicados a la escena Fasat-C

Índice	Fórmula	Referencia
Cociente (C)	$C = \frac{\rho_{IRC}}{\rho_{Rojo}}$	Pearson y Miller, 1972
Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)	$NDVI = \frac{\rho_{IRC} - \rho_{Rojo}}{\rho_{IRC} + \rho_{Rojo}}$	Rouse, Haas, Schell, Deering y Harlan, 1974
Índice de Área Foliar (LAI)	$LAI = -0.397 + 2.268 * NDVI$	Fan <i>et al.</i> 2009
Índice de Vegetación Modificado Ajustado al Suelo (MSAVI)	$MSAVI = \frac{2\rho_{IRC} + 1 - \sqrt{(2\rho_{IRC} + 1)^2 - 8(\rho_{IRC} - \rho_{Rojo})}}{2}$	Qi, Chehbouni, Huete, Kerr y Sorooshian, 1994

las coberturas de «Vegetación Arbórea», «Aridisol» el cual es el orden de suelo más común en el área de estudio y «Concreto». Las firmas fueron posteriormente convolucionadas numéricamente a partir de la función de respuesta espectral relativa del sensor para cada banda Fasat-C. Para esto se utilizó el software gratis RSR Calculator® desarrollado por Durán-Alarcón *et al.* (2013).

Índices de Vegetación

Los índices de vegetación obtenidos a partir de datos remotos son una de las principales fuentes de información para el monitoreo de la cubierta vegetal sobre la superficie de la tierra (Gilbert *et al.*, 2002). Uno de los objetivos principales del Fasat-C es la detección y cuantificación de cambios en la superficie terrestre (Mattar *et al.*, 2013a), por lo que la obtención de índices de vegetación a partir de información remota entregada por esta misión es una de las principales aplicaciones a evaluar. La Tabla 3 muestra los índices de vegetación derivados a partir de la información del Fasat-C.

Resultados y análisis

Comparación con espectros

La Figura 2 muestra los espectros de tres zonas clasificadas como vegetación, suelo desnudo y concreto. Para el caso de la vegetación,

existe una diferencia cercana al 30% al comparar la reflectancia de superficie con la reflectancia presente en la librería ASL. Esto se debe principalmente a que la vegetación existente en la zona semi-árida corresponde a arbustos que no presentan una gran cobertura, además de no contar con irrigación artificial. Para el resto de las bandas, la vegetación se comporta muy similar al espectro de referencia presentado por la ASL. Para el caso del suelo desnudo, los espectros correspondientes al orden de suelo Aridisol que presentaron texturas franco-arenosas presentan una diferencia aparente con los derivados del sensor Fasat-C. Esto se debe principalmente a que las muestras presentadas por la ASL no necesariamente calzan con la gran variedad de suelos que existen en la Cordillera de los Andes, más todavía, cuando estos corresponden a composiciones aluviales andesíticas las que no se ven representadas por la librería ASL. Pese a esto, la tendencia positiva de los dos espectros de Aridisol, tanto los presentados por ASL como por el Fasat-C, siguen el mismo patrón, donde el máximo se estimó para la banda azul (cerano al 10%) y el máximo para la banda del infrarrojo cercano (33% y 18% para ASL y Fasat-C respectivamente). Finalmente, para el caso del concreto, es posible apreciar una importante similitud entre los valores entregados por ASL y Fasat-C, existiendo diferencias menores (ceranas al 8%) para la banda infrarroja cercana. No obstante, esta similitud presenta una gran desviación de valores producto de los diferentes materiales que podrían constituir esta su-

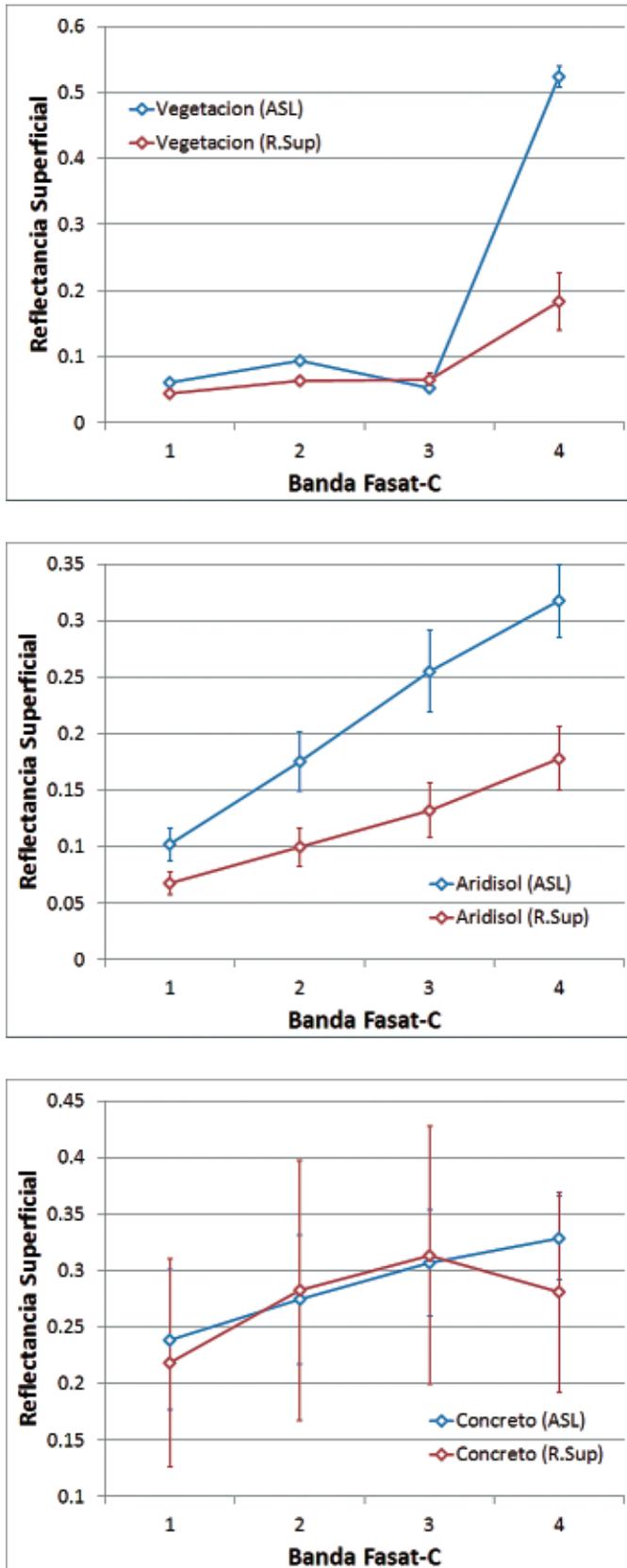


Figura 2. Firma espectral de vegetación (a), suelo (b) y concreto (c).

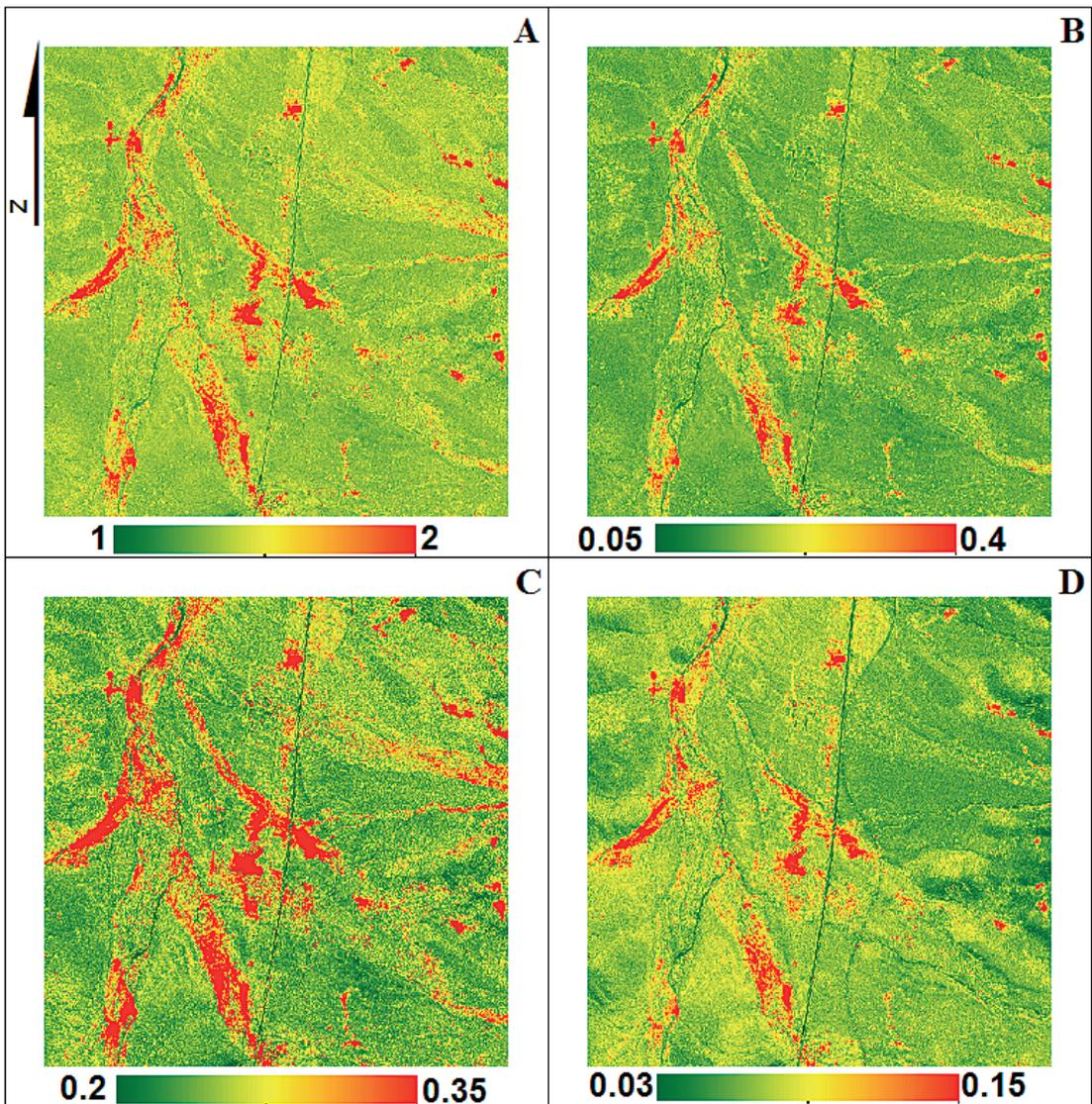


Figura 3. Cociente (A), NDVI (B), LAI (C) y MSAVI (D) calculados para el área de estudio.

perficie y el aparente desgaste. Si bien es cierto, los materiales de construcción como ladrillos, concretos y metales poseen ciertas curvas espectrales de fácil caracterización, su variabilidad en la magnitud espectral resulta una desventaja al momento de clasificarla debido a que estas dependen de la composición del material y el desgaste de estos. En adición a los espectros de material urbanos publicados por la ASL, en la actualidad, existen varias librerías espectrales que abordan el tema de la clasificación de elementos urbanos, tales como Herold *et al.* (2004); Sobrino *et al.* (2012), Small *et al.* (2006); Roberts *et al.* (2012) entre otras. Sin embargo, el alto grado de heterogeneidad es-

pecial y espectral todavía sigue siendo un tema de debate que requiere de especial atención sobre la dimensión espectral para una clasificación y comparación de superficies.

Aplicaciones de Índices de Vegetación

Los índices de vegetación derivados de la información del Fasat-C se presentan en la Figura 3. En general, para todos los índices puede observarse una fuerte diferenciación entre las praderas de vegetación nativa que se encuentran dentro del área de estudio. Al mismo tiempo, es posible identificar que el mayor vi-

gor de la vegetación se localiza en el cauce que cruza el área de estudio. Por otra parte, las áreas de suelo desnudo o materiales urbanos también pueden ser distinguidos en el cálculo de estos índices. Esto genera un potencial uso para las imágenes del Fasat-C sobre el análisis de la dinámica espacial de la cobertura de uso de suelo en la región semi-árida de Chile.

Conclusiones y futuras perspectivas

En esta nota técnica se presenta la primera aplicación de imágenes Fasat-C al estudio de la pradera semi-árida de Chile. Además, se caracterizaron y detallaron los procesos de calibración radiométrica así como una corrección atmosférica a partir de un modelo de transferencia radiativa y productos atmosféricos. Las imágenes Fasat-C son una útil herramienta para el estudio y análisis de cubiertas y procesos que ocurren a pequeña escala, entregando información espectral que permite la elaboración de diversos índices que contribuyen a la profundización en el conocimiento de las áreas sensibles en un futuro escenario de cambio climático. Por otra parte, se hace posible la generación de clasificaciones a escalas pequeñas, las que permiten entre otras cosas facilitar el monitoreo de procesos como el cambio de uso de suelo, desertificación o cambios de la propia cobertura de la superficie (*i.e.* pérdida de vigor de la vegetación). A futuro, se espera que diversos estudios puedan focalizarse en el monitoreo constante de las región semi-árida de Chile a partir del análisis dinámico de las coberturas de esta zona, la cual está en transición entre climas desérticos y mediterráneos.

Agradecimientos

Esta trabajo ha sido parcialmente auspiciado por Programa U-Inicia VID 2012 (4/0612), Beca Santander a jóvenes investigadores, Universidad de Chile, Fondecyt-Iniciación (CONICYT/ref-11130359). Los autores también agradecen al equipo MODIS y NASA por la libre disposición de los productos atmosféricos ([\[mos.gsfc.nasa.gov/\]\(http://modis-atmos.gsfc.nasa.gov/\)\) y las firmas espectrales ASTER \(<http://speclib.jpl.nasa.gov/>\) respectivamente.](http://modis-at-</p>
</div>
<div data-bbox=)

Referencias

- DURÁN-ALARCÓN, C., SANTAMARÍA-ARTIGAS, A., VALENZUELA, N., & MATTAR, C. 2013. RSRcalculator®. Software libre para la convolución espectral. Universidad de Chile. Ref. 228209.
- FAN, L., GAO, Y., BRÜCK, H., & BERNHOFER, C. 2009. Investigating the relationship between NDVI and LAI in semiarid grassland in Inner Mongolia using in-situ measurements. *Theoretical and Applied Climatology*. Vol 95, 151-156.
- FRANCH, B., VERMOTE, E. F., SOBRINO, J. A., & FÉDÈLE, E. 2013. Analysis of directional effects on atmospheric correction. *Remote Sensing of Environment*, 128, Vol. 1, 276-288.
- FRANK, A. B. 2002. Carbon dioxide fluxes over a grazed prairie and seeded pasture in the Northern Great Plains. *Environmental Pollution* 116, 397-403.
- GAO, B., & KAUFMAN, Y. 1998. The MODIS Near-IR Water Vapor Algorithm – Algorithm Theoretical Basis Document. MOD05.
- GILABERT, M. A., GONZÁLEZ-PIQUERAS, J., GARCÍA-HARO, F. J., & MELIA, J. 2002. A generalized soil-adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 82, Vol. 1, 303-310.
- GILLINGHAM, S. S., & SHEPHERD, J. D. 2004. Evaluation of Modis for Atmospheric Correction of Landsat ETM+ Imagery. *Journal of Spatial Science*, 49, Vol. 2, 43-56.
- HEROLD, M., ROBERTS, D., GARDNER, M., & DENNISON, P. 2004. Spectrometry for urban area remote sensing - Development and analysis of a spectral library from 350 to 2400 nm. *Remote Sensing of Environment*, 91, 304-319.
- HOLBEN, B. N. 1980. Spectral assessment of soybean leaf area and leaf biomass. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 46, Vol. 1, 651-656.
- JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C., SOBRINO, J. A., MATTAR, C., & FRANCH, B. 2010. Atmospheric correction of optical imagery from MODIS and Reanalysis atmospheric products. *Remote Sensing of Environment*, 114, Vol. 1, 2195-2210.
- JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C., SOBRINO, J. A., MATTAR, C., & HULLEY, G. 2013. Temperature and Emissivity Separation from MSG/SEVIRI data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. (accepted)
- JULIEN, Y., SOBRINO, J. A., & JIMÉNEZ-MUÑOZ, J.-C. (2011). Land use classification from multitemporal Landsat imagery using the Yearly Land Cover Dynamics (YLCD) method, *Inter-*

- national Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 13 (2011), 711-720.
- KALTHOFF, N., FIEBIG-WITTMACK, M., MEISSNER, C., KOHLER, M., URIARTE, M., BISCHOFF-GAUSS, I., & GONZÁLES, E. 2006. The energy balance, evapotranspiration and nocturnal dew deposition of an arid valley in the Andes. *Journal of Arid Environments*, 65, 420-433.
- KAUFMAN, Y. J., & TANRÉ, D. 1998. Algorithm for Remote sensing of tropospheric Aerosol from MODIS.
- MALDONADO, A., & VILLAGRÉN, C. 2006. Climate variability over the last 9900 cal yr BP from a swamp forest pollen record along the semi arid coast of Chile. *Quaternary Research*, 66, 246-258.
- MARTIN, J., EUGENIO, F., MARCELLO, J., MEDINA, A., BERMEJO, J. A., & ARBELO, M. 2012. Atmospheric correction models for high resolution WorldView-2 multispectral imagery: A case study in Canary Islands, Spain. Remote Sensing of Clouds and the Atmosphere XVII; and Lidar Technologies, Techniques, and Measurements for Atmospheric Remote Sensing VIII. Proceedings of the SPIE, 8534, 10 pp
- MATTAR, C., HERNÁNDEZ, J., SANTAMARÍA-ARTIGAS, A., DURAN-ALARCON, C., OLIVERA-GUERRA, L., INZUNZA, M., TAPIA, D., & ESCOBAR-LAVÍN. 2013. A first in-flight absolute calibration of the Chilean Earth Observation Satellite. *ISPRS Photogrammetry and Remote Sensing Journal* (Accepted).
- MEZA, F. 2013. Recent trends and ENSO influence on droughts in Northern Chile: An application of the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Weather and Climates Extremes*, 1, 51-58.
- NORJAMÄKI, I., & TOKOLA, T. 2007. Comparison of Atmospheric Correction Methods in Mapping Timber Volume with Multitemporal Landsat Images in Kainuu, Finland. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 73, Vol. 2, 155-163.
- PEREZ-QUEZADA, J. F., BOWN, H. E., FUENTES, J. P., ALFARO, F. A., & FRANCK, N. 2012. Effects of afforestation on soil respiration in an arid shrubland in Chile. *Journal of Arid Environments*, 83, 45-53.
- ROBERTS, D., QUATTROCHI, D., HULLEY, G., HOOK, S., & GREEN, R. 2012. Synergies between VSWIR and TIR data for the urban environment: An evaluation of the potential for the Hyperspectral Infrared Imager (HypIRI) Decadal Survey mission. *Remote Sensing of Environment*, 117, 83-101.
- SAF (Servicio Aéreo Fotogramétrico de Chile). 2013. Reporte técnico Fasat-C (SSOT). Disponible en: http://www.saf.cl/images/Material%20PDF/FASAT-C_Specifications_v1.3.pdf
- SEEMANN, S. W., BORBAS, E. E., LI, J., MENZEL, W. P., & GUMLEY, L.E. 2002. Modis Atmospheric Profile Retrieval Algorithm Theoretical Basis Document. MOD07.
- SMALL, CH. 2006. Comparative analysis of urban reflectance and surface temperature. *Remote Sensing of Environment*, 104 (2), 168-189.
- SOBRINO, J. A., JULIEN, Y., & MORALES, L. (2006). Multitemporal analysis of PAL images for the study of land cover dynamics in *South America, Global and Planetary Change*, 51 (2006) 172-180
- SOBRINO, J.A., OLTRA-CARRIÓ, R., JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C., JULIEN, Y., SORIA, G., FRANCH, B., & MATTAR, C. 2012. Emissivity mapping over urban areas using a classification-based approach: application to the Dual-use European Security IR Experiment (DESIREX). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 18, 141-147.
- SODANI, K., C. FRANCOIS, G. MAIRE, V LE DANTEC, & DUFRÉNE, E. 2006. Comparative analysis of IKONOS, SPOT, and ETM+ data for leaf area index estimation in temperate coniferous and deciduous forest stands. *Remote Sens. Environ.* 102:161-175.
- SQUEO, F. A., ARAVENA, R., AGUIRRE, E., POLLASTRI, A., JORQUERA, C. B., & EHLE-RINGER, J. R. 2006. Ground dynamics in a coastal aquifer in north-central Chile: Implications for groundwater recharge in an arid ecosystem. *Journal of Arid Environments*, 67, 240-254.
- SQUEO, F. A., TRACOL, Y., LÓPEZ, D., LEÓN, M., & GUITÉRREZ, J. R. 2008. Vegetación nativa y variación temporal de su productividad en la Provincia de Elqui. Vulnerabilidad y cambio del clima. CEPEDA PJ (ed): 168-191 (2008). Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.
- HUILLIER, G., HERSE, M., LABS, S., FOUJOLS, T, PEETERMANS, W., GILLOTAY, D., SIMON, P. C. & MANDEL, H. 2003. The solar spectral irradiance from 200 to 2400 nm as measured by SOLSPEC spectrometer from the ATLAS 123 and EURECA missions. *Solar Physics*, 214, Vol. 1, 1-22.
- VERMOTE, E., TANRÉ, D., DEUZÉ, J. L., HERMAN, M., & MORCLETTE, J. J. 1997. Second Simulation of the Satellite Signal in Solar Spectrum: An overview. *IEEE Transactions in Geoscience and Remote Sensing*, 35, Vol. 1, 675-686.

Dinámica de la cobertura vegetal y los usos de la tierra a través de modelos de no-equilibrio

A. H. Britos¹ y A. H. Barchuk^{1,2}

¹ Instituto Superior de Estudios Ambientales. Secretaría de Ciencia y Tecnología. Universidad Nacional de Córdoba. Juan Filloy s/n

² Ecología Agrícola. Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNC). Av. Valparaíso s/n. Ciudad Universitaria. 5000 Córdoba, Argentina

Resumen

Se caracterizaron los patrones espacio-temporales de la cobertura vegetal en relación con los usos del suelo, mediante el análisis de una serie temporal (1984-2010) de imágenes con valores de Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) provenientes de sensores Landsat TM (*Path* 230, *Row* 81) de una porción de la cuenca de las Salinas Grandes, Chaco Árido, Argentina. Se postula que las perturbaciones de alta intensidad, tales como el desmonte con rolado frecuente, afectan la resiliencia de la vegetación y provocan el desarrollo de umbrales críticos a escala regional. La cobertura vegetal continua es reemplazada por vegetación dispersa y esto altera la dinámica de la vegetación tanto en áreas altas como bajas de la cuenca. Se utilizó el algoritmo K-Means del Programa de SIG Idrisi Taiga para agrupar 27 firmas espectrales de NDVI y sus desvíos estándar (de una ventana móvil de 5 × píxeles), en clases discretas de tendencias. Las tendencias se analizaron mediante Modelos de Regresión Lineales, Generales y Mixtos. En base a los R^2 (fuerza del ajuste) y los p-valores significativos se agruparon las tendencias lineales en crecientes, decrecientes y estables. El Análisis de la Autocorrelación temporal (ACF) permitió detectar los cambios de estado. Los análisis realizados permiten postular que la disminución de NDVI, causada por la alta incidencia de desmontes con sucesivos rolados, provocan la pérdida de nutrientes y agua por escurrimiento superficial, desde las zonas más altas hacia las áreas bajas de la cuenca en las Salinas, es allí donde se produce una tendencia al aumento del NDVI, es decir, de la cobertura vegetal halófila. Tanto el seguimiento retrospectivo del índice verde como la evaluación de su respuesta, han permitido interpretar el modelo de la teoría de catástrofes. Los resultados refuerzan la idea de un salto en el modelo de histéresis y el posible desarrollo de un cambio irreversible en la escala regional.

Palabras clave: índice de vegetación, monitoreo de bosques, teledetección, tendencias, cambio de uso del suelo, modelos de no equilibrio, Argentina

Abstract

Vegetation cover dynamics and land uses through non-equilibrium models

We characterize the spatio-temporal patterns of vegetation cover in relation to land use, through analysis of time series (1984-2010) of images of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) from Landsat TM sensors (*Path* 230, *Row* 81) of a portion of the watershed of the Salinas Grandes, Arid Chaco, Argentina. It is postulated that high intensity disturbances, such as frequent shrub clearing with roller chopping, affects resilience vegetation and cause the developing of critical thresholds of change at a regional scale. The continuous vegetation cover is replaced by sparse vegetation, and this alters the dynamics of vegetation cover in both high and low areas of the basin. The K-Means algorithm from Idrisi Taiga software was employed in order to group, in discrete trend types, the NDVI spectral signatures of the 27 images. Characterization of the direction and strength of a trend can be accomplished with regression analysis with General and Mixed Models. For detection of thresholds

* Autor para la correspondencia: ahbritos@gmail.com

Recibido: 07-06-13; Aceptado: 03-12-13.

in the time series used the autocorrelation function (ACF). Local processes of major changes at the scale of the patch, and later, at the scale of the site, show a cumulative effect and end up comprising the regional scale.

The analyses carried out in this work allow to postulate that decreasing NDVI, caused by high impact of brush clearing with successive roller chopping, make increase nutrient loss by runoff, from higher areas to lower areas of the basin, in the Salinas, where occurs an increasing of the NDVI, is to say of the cover halophyte vegetation. Both retrospective monitoring and assessment of the response of green vegetation index, has made it possible to interpret the catastrophe theory model. The results reinforce the idea of a jump in the Hysteresis model, and the possibility of irreversible change at the regional scale.

Key words: vegetation index, forest monitoring, remote sensing, trends, non-equilibrium models, land use change, Argentina.

Introducción

Los cambios de uso de la tierra (Gasparri y Grau, 2009; Volante *et al.*, 2012) y la pérdida creciente de cobertura de los bosques nativos en zonas áridas y semiáridas, desencadenan procesos progresivos de desertificación (Le Polain de Waroux y Lambin, 2012). Entre estos bosques que representan el 6% del total a escala mundial, está incluido el Chaco Árido (Morello *et al.*, 1985). Este ecosistema está siendo degradado por sobrepastoreo (Blanco *et al.*, 2008; 2009), deforestado para el establecimiento de la ganadería bovina intensiva (Kunst *et al.*, 2006) y convertido en grandes potreros de pastizales (como en casos citados para México por Franklin *et al.*, 2006). Estas pérdidas de cobertura en zonas áridas ocasionan la reducción en la productividad biológica y económica, la alteración de los ciclos biogeoquímicos e hidrológicos (Forman, 1995; Tongway *et al.*, 2004) principalmente, los flujos de evaporación, escurrimiento e infiltración (Noy-Meir, 1973; Puigdefábregas *et al.*, 1998; Whitford, 2002). Los parches de vegetación adaptada (Ogle y Reynolds, 2004) son islas de fertilidad donde se concentran recursos o propágulos y su ausencia ayuda a que la escorrentía superficial transporte restos orgánicos, sedimentos y nutrientes disueltos. En síntesis, la cobertura es un indicador de la «salud» de los ecosistemas (Ludwig *et al.*, 2004) y su reducción genera fuga de recursos (Ludwig *et al.*, 2007), al extremo que de persistir este proceso en el tiempo, el ecosistema puede desertificarse (MEA, 2005; Dakos *et al.*, 2011).

Los cambios de la vegetación en hábitats áridos y semiáridos con frecuencia no siguen un proceso ordenado de reemplazo de comunidades en dirección a la comunidad climax predicha por Clements (Clements, 1936). Los modelos de no-equilibrio de Estados-Transiciones (Westoby *et al.*, 1989) y de umbrales han sido propuestos como alternativos a los modelos de equilibrio. Los supuestos del modelo de Estados-Transiciones sostienen que el ecosistema tiene múltiples estados estables y las transiciones entre estados pueden ser causadas por perturbaciones naturales y por acciones de manejo (Bestelmeyer *et al.*, 2003; Briske *et al.*, 2005). Los umbrales representan las condiciones necesarias para modificar la estructura y función del ecosistema más allá de los límites de su resiliencia ecológica, desarrollando estados alternativos (Scheffer *et al.*, 2001; Folke *et al.*, 2004; Briske *et al.*, 2005). La resiliencia se refiere a la capacidad de un sistema para absorber las perturbaciones y reorganizarse mientras, experimenta un cambio a fin de mantener esencialmente la misma función, estructura y adaptaciones (Holling, 1973; Walker *et al.*, 2004). La resiliencia ecológica de un estado deseable puede ser reducida por prácticas de uso de la tierra no apropiadas o por condiciones ambientales extremas, o combinaciones de eventos naturales y antrópicos (Folke *et al.*, 2004). La pérdida de resiliencia puede anunciarse de manera lenta o imperceptible, o puede resultar de un cambio abrupto de los patrones y procesos del ecosistema, inducidos por eventos severos e imprevistos (Folke *et al.*, 2004; Scheffer *et al.*, 2009). La predicción del acercamiento a un umbral crítico no es sencii-

llo, puede estar relacionado con procesos de retroalimentación positivo a escala de parches de vegetación (Bestelmeyer *et al.*, 2003; 2009; Scheffer *et al.*, 2009). Es decir, la resiliencia de los ecosistemas áridos y semi-áridos se refuerza en la capacidad de los parches de retención de recursos y esto, a su vez, incrementa por relaciones positivas como la facilitación entre las especies (Kéfi *et al.*, 2007). Un modelo particular que permite interpretar la dinámica de la vegetación en zonas áridas es el modelo de Curva Catástrofe (Rietkerk *et al.*, 2004; Washington-Allen *et al.*, 2006; Scheffer *et al.*, 2009). En este modelo se pueden representar los fenómenos de bimodalidad, propensión a hacer un salto repentino a un estado alternativo, divergencia, cómo cambios relativamente pequeños en las variables de control resultan en estados alternativos muy diferentes de los sistemas originales y de histéresis cuando las trayectorias de degradación y recuperación de la vegetación son distintas (Scheffer *et al.*, 2009).

En las formaciones boscosas del Chaco Árido, parte septentrional del Chaco Seco (Morello y Adámoli, 1968), coexisten especies esclerófilas perennifolias de origen méxico y xerofíticas (Barchuk y Valiente-Banuet, 2006) en un clima de semidesierto. En cambio, para las mismas latitudes de otras regiones del mundo con clima similar se desarrollan formaciones vegetales tipo matorral de semidesierto (Leith y Whittaker, 1975). A escala de paisaje, es posible detectar actividad fotosintética durante todo el año de los estratos arbóreos y arbustivos dado el escaso acoplamiento con las precipitaciones distribuidas en una estrecha estación lluviosa (Iglesias *et al.*, 2010). Las especies leñosas poseen estrategias morfológicas, fisiológicas y arquitecturales que les permiten tolerar la sequía (Giordano *et al.*, 2011; Villagra *et al.*, 2011); capacidad de convertirse en freatófitas facultativas de acuerdo a la disponibilidad estacional de agua de calidad en la profundidad (Jobbágy *et al.*, 2011) o de tolerar niveles altos de salinidad (Guevara *et al.*, 2010). Originalmente, la vegetación del Chaco Árido del noroeste de Córdoba se componía de una cobertura continua de bosques de *Aspidosperma quebracho-blanco* (Sayago, 1969; Cabido *et al.*, 1992), los cuales en su ma-

yor parte han sido modificados por las actividades humanas (Zak y Cabido, 2002; Zak *et al.*, 2004; Morello *et al.*, 2009). Los cambios en la vegetación del Chaco Árido (Cabido *et al.*, 1992; 1993) y del Chaco Semiárido (Kunst *et al.*, 2006) pueden observarse en un mosaico de coberturas a escala de paisaje (Barchuk *et al.*, 2007; Britos y Barchuk, 2008).

Los usos en sistemas de pequeños productores son tala selectiva (perturbación localizada de baja intensidad) y pastoreo bovino y caprino (Britos y Barchuk, 2008; Britos *et al.*, 2011; Morello *et al.*, 2009). El uso en extensas estancias consiste en el desmonte mecanizado, con el volteo y aplastamiento de la vegetación con maquinarias pesadas y la siembra de gramíneas megatérmicas exóticas. Estas son perturbaciones que requieren elevado uso de energía y ocasionan un gran impacto sobre la cobertura leñosa (Franklin *et al.*, 2006; Britos y Barchuk, 2008; Britos *et al.*, 2011; Kunst *et al.*, 2012). Estas tecnologías de desmonte han incrementado recientemente a nivel mundial, se aplican en «Estancias Ganaderas» (Britos *et al.*, 2011) y promueven paisajes similares a sabanas (Zak *et al.*, 2004; Franklin *et al.*, 2006; Britos y Barchuk, 2008; Kunst *et al.*, 2012). El desmonte mecanizado sin el posterior control de leñosas (Britos y Barchuk, 2008), la tala excesiva, el sobrepastoreo (Cabido *et al.*, 1992), los incendios y el apotreramiento de los campos (Kunst *et al.*, 2006) conducen a formaciones tipo arbustales. El incremento de la cobertura arbustiva puede reforzarse en años de sequía intensa. En general, predomina la postura de que los arbustales son estados ecológica (Eldridge *et al.*, 2011) y agrónomicamente «indeseables» (Kunst *et al.*, 2006). Un estado «deseable» en el Chaco semiárido tiene el predominio del estrato herbáceo (Kunst *et al.*, 2006; Kunst *et al.*, 2012), diversidad de especies en los parches con vegetación leñosa dentro de la matriz de pastizales resultado de los desmontes (Cabral *et al.*, 2003). La degradación de la vegetación leñosa está frecuentemente asociada a la ocurrencia de sequías y la cercanía a las Salinas Grandes (Blanco *et al.*, 2008; 2009).

Las evidencias permiten proponer la hipótesis de que los ecosistemas del Chaco Árido, cercano a las Salinas Grandes, han perdido re-

siliencia ante las intensas perturbaciones como los desmontes para la ganadería. La extensión e intensidad de los desmontes, en conjunto con los factores físicos como la aridez, ayudan al desarrollo de umbrales de cambio de estado de la vegetación irreversible. Es decir, una vez que la capacidad de recuperación de los bosques semiáridos se supera por el incremento de las perturbaciones, la reversibilidad se ve comprometida y se pasa a una bifurcación catastrófica de acuerdo a las predicciones del modelo gráfico de curva-catástrofe. Así, se predice que los cambios de cobertura por deforestación ocurrida por desmontes mecanizados y rolados con siembra de pasturas en grandes extensiones, generan patrones de tendencias decrecientes, no lineales y negativas, en una serie temporal retrospectiva de indicadores de la cobertura vegetal. A escala regional, la disminución drástica de la cobertura vegetal en áreas elevadas incrementa la fuga de recursos (agua y nutrientes) y esto se pone en evidencia con una tendencia creciente de la cobertura vegetal en áreas bajas de la cuenca de Salinas Grandes.

Se analiza la dinámica de la vegetación debido a las perturbaciones como los desmontes teniendo en cuenta la variabilidad de la matriz física, especialmente de las precipitaciones, los tipos de suelos y los efectos geomorfológicos que controlan la vegetación (McAuliffe, 1994; Bestelmeyer *et al.*, 2009). Se utiliza el protocolo propuesto por Washington-Allen *et al.* (2006) para estudiar la dinámica de la vegetación con sensores Landsat TM (Washington-Allen *et al.*, 2006) y series temporales retrospectivas del Índice Verde Normalizado (NDVI) invernal derivadas de la reflectividad espectral del sensor Landsat5. Se asume que los valores de NDVI invernal son indicadores de la presencia de cobertura persistente (Washington-Allen *et al.*, 2004), especialmente de vegetación leñosa perennifolia o caducifolia de amplio rango estacional de crecimiento foliar (Iglesias *et al.*, 2010). El análisis de series temporales se realiza para identificar los patrones de las tendencias, las tasas de cambio de la cobertura vegetal, su heterogeneidad (desvíos estándares del NDVI), los estados estables, los cambios significativos en la autocorrelación temporal de las medias y los desvíos estándar

del NDVI invernal (desarrollo de umbrales) (Washington-Allen *et al.*, 2006; 2008; Aguilar *et al.*, 2012). El objetivo del presente trabajo es evaluar el efecto de los desmontes sobre los patrones espacio-temporales de la vegetación a escala regional, en una zona que incluye serranías, llanura y salinas de la cuenca de las Salinas Grandes, mediante el análisis de una serie temporal de 27 años de NDVI de la estación invernal. Así, ante el acelerado avance de las deforestaciones en zonas áridas, es urgente evaluar su impacto a escala regional, teniendo en cuenta que estos ecosistemas están controlados por factores de no-equilibrio (factores físicos de estrés, perturbaciones estocásticas y de manejo) para poder realizar una revisión crítica de las prácticas actuales del manejo del paisaje y fundamentar acciones de mitigación antes que los cambios conduzcan a la desertificación.

Área de estudio

La zona analizada (Figura 1) comprende aproximadamente 500000 hectáreas, localizadas en la Llanura Occidental (400 a 200 msnm) entre las Sierras del Norte y las Salinas Grandes (Capitanelli, 1979a) en la provincia de Córdoba, Argentina. Se desarrollan suelos Aridisoles de carácter salino-alcálico y Molisoles (Jarsún *et al.*, 2003). Desde el punto de vista climático, el área de estudio pertenece al Dominio semi-desértico de las planicies del Noroeste, con excesivo déficit de agua (-650 mm) y sin invierno térmico (tipo Quilino) (Capitanelli, 1979b), lo que ubica a la región dentro del clima semiárido-árido.

La vegetación original es el bosque xerofítico abierto caracterizado por un estrato arbóreo que alcanza entre 6 y 8 m de altura compuesto por *A. quebracho-blanco*, *Prosopis flexuosa*, *Ziziphus mistol*, *Prosopis torquata* y *Stetsonia coryne*. El estrato arbustivo varía entre 3 y 4 m de altura con una cobertura entre un 40 y 70%, y las especies dominantes son *Mimozyanthus carinatus*, *Larrea divaricata*, *Acacia furcatispina* y *Cercidium australe* (Zak y Cabido, 2002).

Las Salinas Grandes (4700 km²) forma parte de uno de los sistemas hipersalinos más

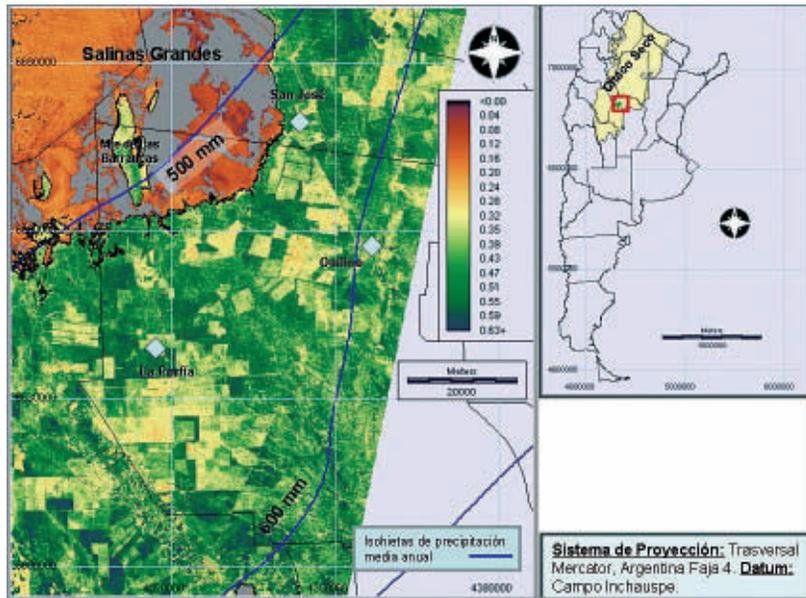


Figura 1. Localización de la región de estudio en el noroeste de la provincia de Córdoba, en base a una Imagen NDVI de Landsat5 (Path 230, Row 81) (Izquierda) en la región del Chaco Seco de Argentina (Derecha).

grandes del mundo (Dargám, 1995). El Monte de las Barrancas es una «isla» dentro de las salinas con barrancas de hasta 7 metros de altura con una superficie de 7656 ha y los bajos salinos desprovistos de vegetación presentan anegamientos periódicos (Dargám, 1995). En la periferia de las Salinas Grandes se presenta una fisonomía tipo estepa, donde predomina la vegetación achaparrada y baja, adaptadas a suelos de alto contenido salino: *Allenrolfea patagonica*, *Heterostachys ritteriana*, *Atriplex sp.*, *Cyclolepis genistoides*, *Maytenus vitisidaea*, *Lycium sp.*, *Monanthochloe acerosa* y *Geoffroea decorticans* (Zak y Cabido, 2002).

Los ganaderos de grandes estancias de la región en estudio han adoptado la práctica de convertir la vegetación leñosa de bosques y arbustales en pastizal con el objeto de «mejorar» la productividad ganadera. El proceso de conversión comienza con el uso de máquinas pesadas para derribar la vegetación (topado) y normalmente, sólo se conservan los grandes árboles. La vegetación derribada es «picada» y aplastada por el rolo que con sus cuchillas produce incisiones en la tierra (rolado). Se realiza una remoción superficial para poder sembrar la semilla de la pastura. Los pastos son especies megatérmicas perennes de los géneros *Panicum sp.* y *Cenchrus sp.* y de esta manera

son sembrados en todo el área despejada (Kunst *et al.*, 2012). Además, la siembra de pastos estimula el aumento de la carga animal lo que incrementa a su vez la presión sobre la vegetación nativa remanente. En muchos casos el rolado debe repetirse cada cuatro años para poder controlar el rebrote de las especies arbustivas. El resultado final es la transformación de bosques en fisonomías de sabanas, arbustales espinosos densamente ramificados desde la base, el aumento de suelo desnudo y la posibilidad de salinización de los suelos (Barchuk *et al.*, 2007).

Material y métodos

Datos. Se construyó una serie temporal de 27 años (1984-2010) del satélite Landsat, sensores TM y ETM+ (Path 230, Row 81), resolución de 30 metros, una escena por año (Tabla 1) correspondiente a la estación seca (invierno) para destacar la señal de la vegetación permanente (Washington-Allen *et al.*, 2004; Washington-Allen *et al.*, 2008) que posee una gran amplitud fenológica (Iglesias *et al.*, 2010). Las imágenes ortorectificadas con corrección de radiancia (Chander y Markham, 2003), de acceso libre, corresponden a la base de datos de *Ins-*

Tabla 1. Base de Datos de imágenes Landsat5 de la Serie Temporal 1984-2011 (Path 230, Row 81). Las fechas de adquisición van desde la mitad del otoño hasta fin del invierno. El error medio cuadrático (RMS) se calculó con 25 puntos de control

Año	Fecha	Sensor	RMS	Año	Fecha	Sensor	RMS
1984	30/09/1984	TM 5	12.17	1998	19/07/1998	TM 5	9.37
1985	13/06/1985	TM 5	13.56	1999	6/7/1999	TM 5	10.37
1986	19/08/1986	TM 5	7.31	2000	24/07/2000	TM 5	12.98
1987	11/6/1987	TM 4	13.021	2001	27/07/2001	TM 5	12.62
1988	5/6/1988	TM 5	15	2002	7/7/2002	ETM+	13.47
1989	18/07/1989	TM 5	13.81	2003	15/06/2003	TM 5	14.48
1990	29/07/1990	TM 5	14.54	2004	17/06/2004	TM 5	10.78
1991	17/08/1991	TM 5	12.93	2005	8/9/2005	TM 5	14.2
1992	18/07/1992	TM 5	14.47	2006	25/07/2006	TM 5	13.01
1993	7/9/1993	TM 5	13.15	2007	12/7/2007	TM 5	10.74
1994	22/06/1994	TM 5	10.95	2008	16/09/2008	TM 5	11.07
1995	12/8/1995	TM 5	10.01	2009	1/7/2009	TM 5	11.98
1996	20/07/1996	TM 5	11.27	2010	21/08/2010	TM 5	10.88
1997	16/07/1997	TM 5	12.73	2011	04/05/2011	TM 5	14.50

tituto Nacional de Pesquisas Espaciais de Brasil, INPE (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>). Para la georeferenciación se aplicó el módulo *Resample* de Idrisi Taiga (Eastman, 2009) con veinte puntos de muestreo para estimar el error cuadrático medio (RMS promedio de 15 m) en el sistema de coordenadas proyectadas Argentina Faja 4 de Transversal Mercator, Datum Campo Inchauspe 98. Las correcciones radio-atmosféricas se hicieron con el método por sustracción de cuerpos oscuros y para estos fueron apropiados los valores de Números Digitales del lago Cruz del Eje obtenidos directamente de la imagen satelital (Chávez, 1996).

El NDVI como indicador ecológico. El NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) tiene valores muy similares a la fracción de radiación absorbida sobre la incidente fotosintéticamente activa (FAPAR) (Hunt *et al.*, 2003), y l status y productividad de la cobertura vegetal (Paruelo y Golluscio, 1994; Washington-Allen *et al.*, 1998; Sellers, 1985; Ramsey *et al.*, 2004). Se calcularon los índices verdes normalizados NDVI a partir de las bandas según la siguiente ecuación: $NDVI = (IR - R) / (IR + R)$, cuyos valores van de +1 (máxima actividad fotosintética) hasta -1 con ausencia total de vegetación. Para estimar las desviaciones estándar de NDVI se aplicó una ventana móvil de 5×5 píxeles.

Relación entre cobertura y NDVI. A fin de examinar la relación entre la cobertura le-

ñosa y el NDVI, se tuvo en cuenta los tipos de vegetación, el uso y las formas de vida componentes y se siguieron las siguientes etapas (Ramsey *et al.*, 2004): 1. Recolección de datos en sitios de control a campo. Para ello fueron seleccionados 36 sitios de referencia en base a los conocimientos previos de la zona (Zak y Cabido, 2002; Barchuk *et al.*, 2007; Britos *et al.*, 2011) y la accesibilidad. Se registraron *in situ* datos de cobertura de los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, altura, la especie más frecuente por estrato, los usos de la tierra y la presencia de indicadores de incendios pasados, que permitieron identificar los tipos de cobertura de la vegetación. Las clases de cobertura de vegetación fueron discriminadas en (1) Arbustal, (2) Bosque, (3) Desmonte y (4) Suelo desnudo. Las unidades de muestreo se situaban con un Geo Posicionador Satelital controlando que no hubiese mezcla de coberturas y que abarcase como mínimo 8000 m², es decir, que se correspondieran con 9 píxeles (30 × 30 m) de la escena Landsat TM de mayo de 2011. 2. Procesamiento de imágenes. Los 36 polígonos correspondientes a los cuatro tipos de vegetación fueron digitalizadas en la imagen de NDVI previamente construida. Cada vector se solapó sobre la imagen de NDVI y se obtuvieron los valores promedios de NDVI. 3. Análisis de regresión. Se utilizó la regresión simple para analizar la relación entre NDVI y la cobertura

ra vegetal por estrato. El mejor ajuste se logró con la suma de la cobertura arbórea y arbustiva; la cobertura herbácea no tuvo significancia en el modelo.

Relación entre precipitaciones y NDVI. Se analizó la relación entre las series temporales de lluvia de tres estaciones meteorológicas (La Porfía, San José de las Salinas, Quilino) y de los valores de NDVI invernal de Landsat5 correspondientes a las fechas citadas en la Tabla 1. En cada fecha se extrajeron los datos promedios de NDVI de un círculo de 1.5 km de radio con respecto a la localización de la estación meteorológica. Se obtuvo además la precipitación acumulada entre junio-julio de cada año hidrológico desde junio 1983 hasta julio de 2011. Para la determinación del grado de dependencia lineal existente entre ambas variables se aplicó el análisis de correlaciones cruzadas, ya que se conoce que existe hasta un año de retraso en la respuesta de la vegetación con respecto a la lluvia acumulada en la estación anterior (Iglesias *et al.*, 2010). 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 (suavizados mediante medias móviles, $N = 3$). La confiabilidad de estas estimaciones se determinó con una prueba estadística «F» de Fisher con un nivel de significancia de 0.05% (Di Rienzo *et al.*, 2009). En el análisis se tuvieron en cuenta los tipos de unidades de cobertura presentes (Bosque, Desmonte, Suelo Desnudo y Arbustal) dentro del radio de 1,5 km para interpretar la relación estudiada.

Patrones de Tendencias de NDVI y de los Desvíos Estándares de NDVI (Figura 2). Se utilizó el algoritmo *K-Means* (Richards y Jia, 1999) del Software Idrisi Taiga para clasificar de manera no supervisada las firmas espectrales de NDVI de las 27 imágenes consideradas, hasta 16 clases discretas de tendencias (Washington-Allen *et al.*, 2006) de NDVI y sus Desvíos Estándar. Los criterios de clasificación de este algoritmo fueron: centroides de semilla al azar; máximo número de iteraciones = 50, porcentaje píxeles migrantes $> \delta = 1\%$ y solapamiento de *clusters* con proporción de píxeles

menor o igual al 1%, se logró un rápido agrupamiento heurístico de los datos por suma de cuadrados medios (Eastman, 2009). Luego se procedió a la extracción de las Medias y los Desvíos Estándar de NDVI por clase de agrupamiento en la serie temporal 1984-2010.

Los datos de las series temporal de Medias y de Desvíos Estándar fueron analizados mediante los Modelos Lineales, Generales y Mixtos (Di Rienzo *et al.*, 2009) teniendo en cuenta que los datos no son independientes interanualmente y que la varianza no es homogénea, aspecto no considerado en el protocolo de Washington-Allen *et al.* (2006). Mientras que para la interpretación fueron igualmente válidos los análisis de regresión que permiten caracterizar la dirección de una tendencia (Yafee y McGhee 2000). Así la pendiente (β) es una medida de la dirección de la tendencia (es decir, si es [0] es estable, $[\beta]$ incrementa y $[-\beta]$ disminuye), y la magnitud del coeficiente de determinación (R^2) de un polinomio lineal o regresión mide la fuerza de la tendencia (Yafee y McGhee, 2000; Washington-Allen *et al.*, 2006).

Las series fueron suavizadas mediante un filtro de medias móviles ($n = 3$), con lo que se consigue remover efectos estocásticos (Yafee y MacGhee, 2000). Se justifica esta transformación en la medida de que si bien no hay estrato herbáceo, se reduce otros efectos de estacionalidad en la vegetación leñosa y toman más potencia los valores significativos. Posteriormente, con las tendencias analizadas por clase mediante los modelos Modelos Lineales, Generales y Mixtos, se procedió a agrupar aquellas tendencias lineales con ajuste significativo. La pendiente define la tasa de cambio y se pudo categorizar las tendencias en crecientes y decrecientes, mientras que aquellos coeficientes no significativos, se los asignó como estables. El producto final fueron mapas de tendencias regionales de NDVI invernal y Desvíos Estándar.

El Análisis de la Autocorrelación temporal (ACF) permite detectar dentro de la serie para un determinado período o *lag*, valores de alta y significativa correlación entre los datos (Hill y Lewicki, 2007), de esta manera se pueden establecer los períodos o etapas donde se presentan cambios de estado (Washington-Allen

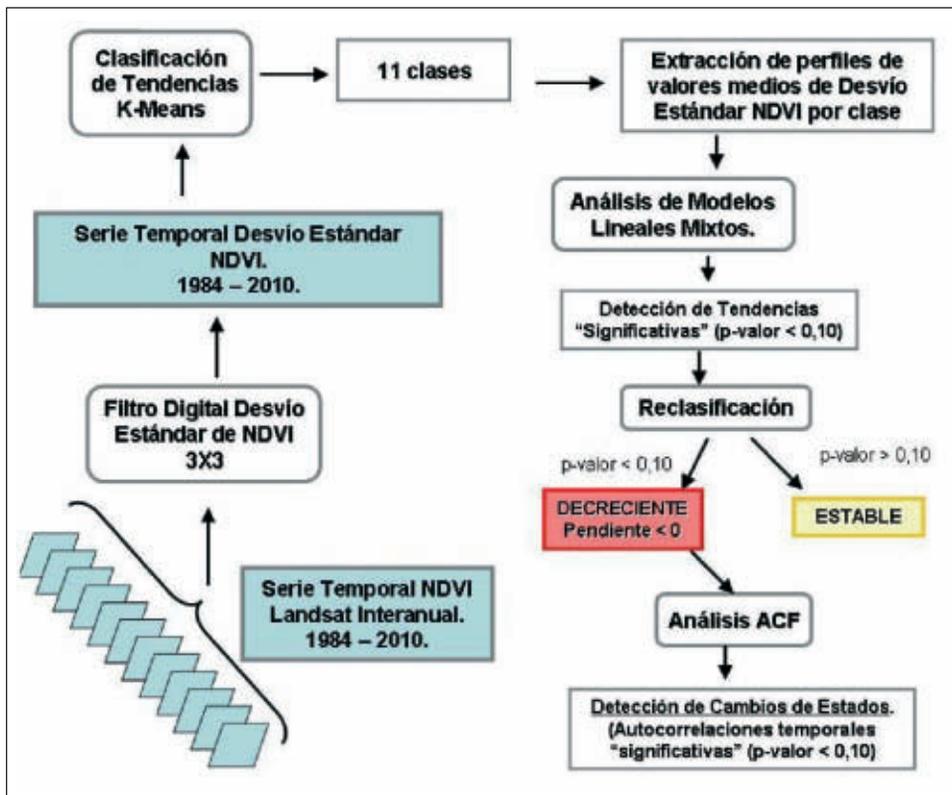
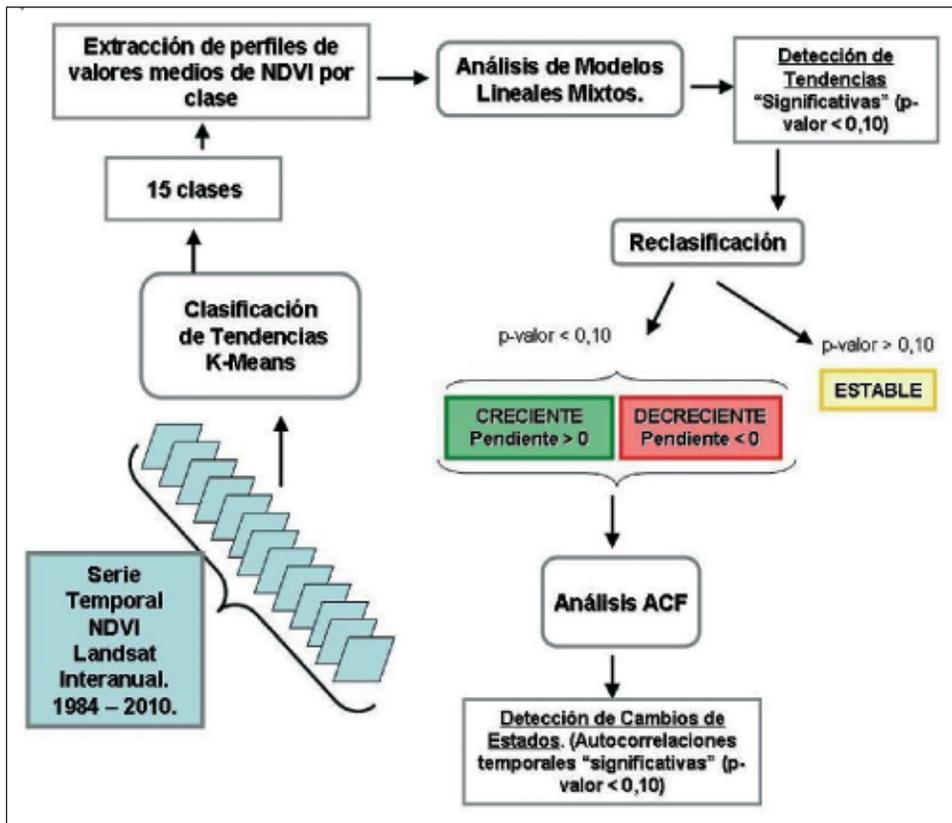


Figura 2. Diagramas del procedimiento de análisis de las series temporales de NDVI, el NDVI medio (arriba) y de los desvíos estándar del NDVI (abajo).

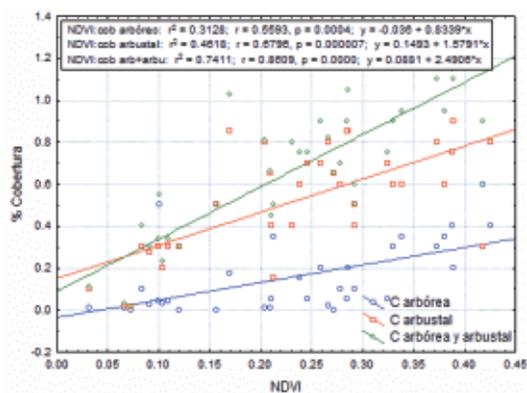


Figura 3. Análisis de regresión lineal entre el NDVI y la fracción de cobertura vegetal (C: cobertura).

et al., 2006). Si la autocorrelación es positiva, implica mejoramiento en el NDVI o cobertura y si es negativa, disminución de la misma en la serie temporal. El punto o *lag* donde los datos se correlacionan entre sí significativamente, nos sugiere la cercanía del umbral (Washington-Allen *et al.*, 2006) dentro de la serie. Entonces, para el análisis de los cambios de estados o umbrales se procedió a extraer los valores medios de las categorías de tendencias crecientes, decrecientes y estables.

Finalmente, se integraron los mapas de tendencias de Medias de NDVI y Desvíos Estándar de NDVI mediante el análisis de una matriz de tabulación cruzada. También se compararon los mapas de tendencias hallados de NDVI con los mapas de clasificación de usos de la tierra (unidades de cobertura Bosque, Arbustal, Desmontes y Suelos Desnudos) y el de clasificación de Órdenes de Suelos de la región (Jarsún *et al.*, 1989).

Resultados

Relación entre NDVI con los tipos de cubierta vegetal. El análisis de regresión lineal del NDVI como sustituto de la cobertura y la fracción de cobertura vegetal registrada a campo, permitieron interpretar las magnitudes de los cambios de cobertura en los patrones de tendencias detectados en este trabajo. Del análisis resultó que el mejor ajuste ($P = 0.000$) está entre la cobertura leñosa observada con la cobertura arbórea más la cobertura arbustiva y con un R^2 de 0,74 (Figura 3).

Relación entre lluvias y NDVI. En la Tabla 2 se presentan los datos promedios de NDVI extraídos de un círculo de 1,5 km y los valores promedio anuales de lluvias (27 años hidrológicos que varían de junio a julio de cada año). En general, se pone en evidencia que no existe dependencia lineal el NDVI y las precipitaciones acumuladas con distintos períodos de retraso (*lags*) medido en años. Solamente la estación La Porfia presentó acoplamiento con las lluvias del año ($p < 0,05$), sitio que se caracteriza por una alta proporción de desmontes recientes y suelos desnudos.

Tendencias de la media y de los Desvíos Estándar de NDVI invernal. Existen tres grupos de tendencias de NDVI bien diferenciados, las tendencias con valores positivos de pendientes, las negativas y las tendencias no significativas que denominamos «estables». El modelo de clasificación K-medias puso en evidencia 15 categorías de tendencias de las cuales sólo cinco registran tendencias lineales significativas (Tabla 3). Las tendencias positivas

Tabla 2. Valores porcentuales por unidad de cobertura y análisis de las correlaciones cruzadas de las series temporales interanuales de lluvias y NDVI

Atributo	San José de Las Salinas	Quilino	La Porfia
Bosque	27.0%	8.9%	25.4%
Desmonte	52.5%	56.9%	55.8%
Suelo Desnudo	0.7%	7.0%	11.3%
Arbustal	19.8%	27.2%	7.5%
Media de lluvia (mm)	654.9	666.9	568.1
Media NDVI	0.44	0.46	0.42
DE NDVI	0.13	0.12	0.13
<i>lag</i> significativos (p-valor menor a 0.05)	NS	NS	0
Valor de correlación	—	—	0.43
Año del desmonte	1984	1992	1995

Tabla 3. Estadísticos de ajuste de tendencias para las distintas clases obtenidas por clasificación no supervisada de la serie temporal (1984-2010). Media de NDVI y Desvíos Estándar (DE) estimado a partir de una ventana de 150 m

Media NDVI					DE NDVI				
Clases	Coef.	R ²	p-valor	Categoría	Clases	Coef.	R ²	p-valor	Categoría
1	0.0016	0.12		estable	I	0.0002	0.35		estable
2	0.0019	0.12		estable	II	-5E-04	0.34		estable
3	0.0009	0.08		estable	III	-9E-04	0.64	0.001	decreciente
4	0.0121	0.5	0.03	creciente	IV	-6E-04	0.52	0.02	decreciente
5	-0.0007	0.01		estable	V	0.0001	0.09		estable
6	-0.0034	0.01		estable	VI	-3E-04	0.44	0.05	decreciente
7	0.0004	0.03		estable	VII	-4E-04	0.21		estable
8	-0.0039	0.02		estable	VIII	0	0		estable
9	-0.008	0.35	0.02	decreciente	IX	0	0.07		estable
10	0.001	0		estable	X	-7E-04	0.32	0.08	decreciente
11	0.0048	0.32	0.05	creciente	XI	-0.001	0.36	0.08	decreciente
12	0.0059	0.26	0.07	creciente					
13	-0.0003	0.06		estable					
14	-0.008	0.52	0.0005	decreciente					
15	0.0033	0.17		estable					

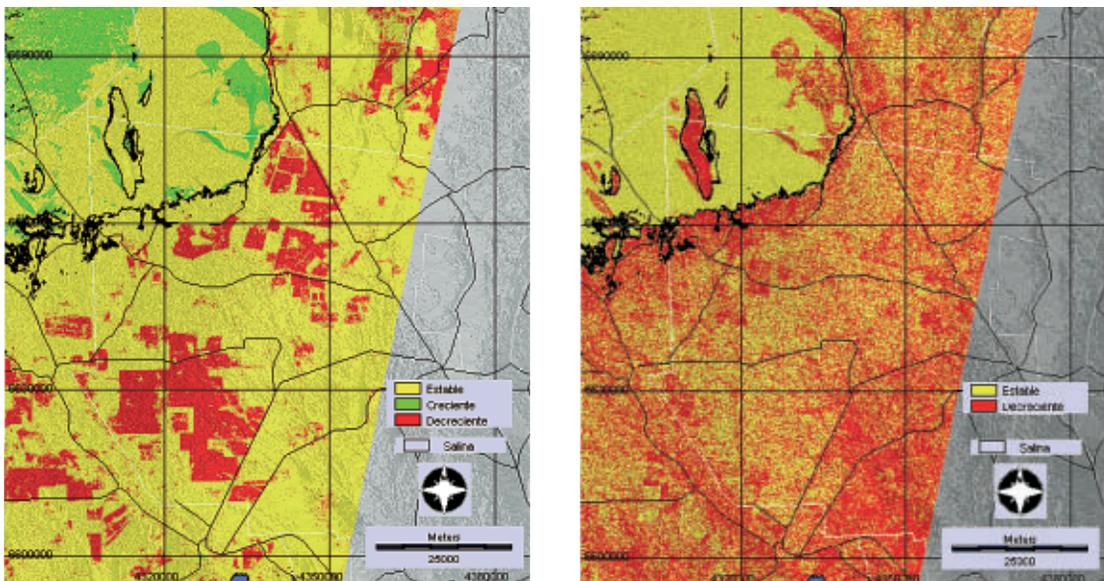


Figura 4. Clasificación de los patrones de Tendencias de Media de NDVI (Izquierda) y Desviación Estándar de NDVI (Derecha) para el área de estudio.

incluyen a las clases 4 (p -valor = 0,039, $R^2 = 0,50$), 11 (p -valor = 0,058, $R^2 = 0,32$) y 12 (p -valor = 0,074, $R^2 = 0,36$) y se localizan principalmente en las Salinas Grandes (Figura 4). Las tendencias negativas incluyen a las clases 9 (p -valor = 0,02, $R^2 = 0,35$) y 14 (p -valor = 0,0005, $R^2 = 0,52$) y se localizan en la llanura (Figura 4). Los valores de R^2 son bajos y los p -valores no son significativos para el resto de las categorías clasificadas.

En el mapa de los Desvíos Estándar de NDVI se integra por 11 clases de tendencia. De ellas sólo cinco clases (III, IV, VI, X y XI) responden a una tendencia lineal significativa, todas con pendientes negativas, por lo tanto, la tendencia corresponde a Desvíos Estándar de NDVI decreciente. De éstas tendencias, las clases III y IV muestran valores estadísticos significativos con p -valores $< 0,05$ y $R^2 > 0,50$, mientras que para las clases VI, X y XI se acep-

tan como significativos p -valores menores a 0.10.

Para el caso de la clasificación de los Desvíos Estándar de NDVI se observa claramente que la zona de Salinas presenta parches muy compactos en áreas asociadas a bañados, lagunas y el «Monte de Las Barrancas», mientras en el resto de la Salina predomina la tendencia Estable. Por otro lado, el patrón de Desvíos Estándar decreciente se halla disperso en muchos parches en el área de llanura, en los bordes al Sur y Sur Este de las Salinas y en el área de Sierras, al Sur de la imagen (Figura 4).

Función de Autocorrelación. La Media de NDVI Creciente presenta una autocorrelación significativa hasta el *lag* 2 y en general luego continúa dentro de la banda del 95%. Para el caso de la Media de NDVI decreciente, se observa la presencia de un salto de correlación negativa en los *lags* 10 y 11 y hacia el final de la serie (*lag* 15). En el resto de las categorías no hay correlaciones temporales significativas entre los datos de NDVI medio invernal. Los Desvíos Estándar de NDVI decreciente muestran valores significativos de correlación positiva los *lags* 1, 2, 3 y 5, luego los valores de autocorrelación se muestran dentro de los límites de la banda de correlación no significativa (95% de nivel de confianza), para convertirse en valores de correlación negativa significativos al final de la serie en los *lags* 14 y 15 (Figura 5).

En la Figura 6 se pueden observar los perfiles agrupados de las Medias de NDVI invernal con tendencias creciente (tasa anual = 0.7%, $R^2 = 0.6$ y p -valor = 0.0015) y decreciente (tasa anual = -0.39% anual, $R^2 = 0.32$ y p -valor = 0.047). También, se pone en evidencia que a partir del año 2004, momento en que la autocorrelación se hace significativamente negativa para la tendencia decreciente, se evidencia un aumento de la tendencia creciente por encima de la media hasta el final del período analizado. Los perfiles de la dinámica de Desvíos Estándar presentan tendencias claramente decrecientes (tasa anual = -0.05%, $R^2 = 0.59$ y p -valor = 0.0078), principalmente a partir del año 1999 (Figura 6, abajo).

Relación entre las Unidades de Cobertura, los tipos de suelos y las tendencias. La ten-

dencia estable domina en las categorías Bosque y Arbustal, La tendencia decreciente caracteriza a las categorías Desmontes y Suelo Desnudo y todas se localizan en la llanura. La Salina contiene a la superficie con tendencia de NDVI invernal creciente, implicando el 20% de la superficie clasificada como tal (Figura 7).

La mayor expansión de la tendencia de NDVI decreciente se desarrolla en más del 20% de la superficie que ocupan los suelos Mollisoles, representan un 18% de la superficie de los suelos Aridisoles y en una cantidad menor (5%) se localiza en los suelos Entisoles. Estos últimos presentan una alta proporción de tendencias de NDVI estables. Los suelos clasificados como de Salinas poseen una alta proporción de NDVI creciente, es decir, más del 35% de la superficie Salina aparece con valores de NDVI creciente (Figura 8).

Análisis de tabulación Cruzada de Tendencias. En el mapa de distribución espacial de tendencias (Figura 9) son notables los parches de formas «apotreras» o campos de formas geométricas, es decir con bordes rectilíneos que caracterizan a las superficies con tendencias de NDVI decreciente; a su vez, estos parches presentan tendencias de desvíos estándar estables y decrecientes. Se localizan claramente en toda el área de la llanura central y se observan algunos parches de formas más irregulares en áreas de sierras. La tendencia de Media de NDVI decreciente y Desvíos Estándar decreciente alcanza el 8% de la superficie total (Tabla 4), mientras que las tendencias NDVI Medio Decreciente en general alcanzan el 16% de la superficie analizada de llanura de la cuenca. Por otra parte, las categorías de NDVI Creciente con Desvíos Estándar decreciente se observan (Figura 9) en áreas más bajas de la cuenca dentro de las Salinas Grandes. Ésta categoría abarca el 2% de la superficie analizada (Tabla 4). Las áreas compactas de NDVI creciente con Desvío Estándar estable son identificadas visualmente en zonas de borde de Salinas, áreas de derrames de los bordes de las Salinas y en parches alargados en el sector Noroeste de la imagen. En toda el área la categoría NDVI creciente que se desarrolla en una amplia zona de Salinas abarca cerca del 8% de la superficie del área.

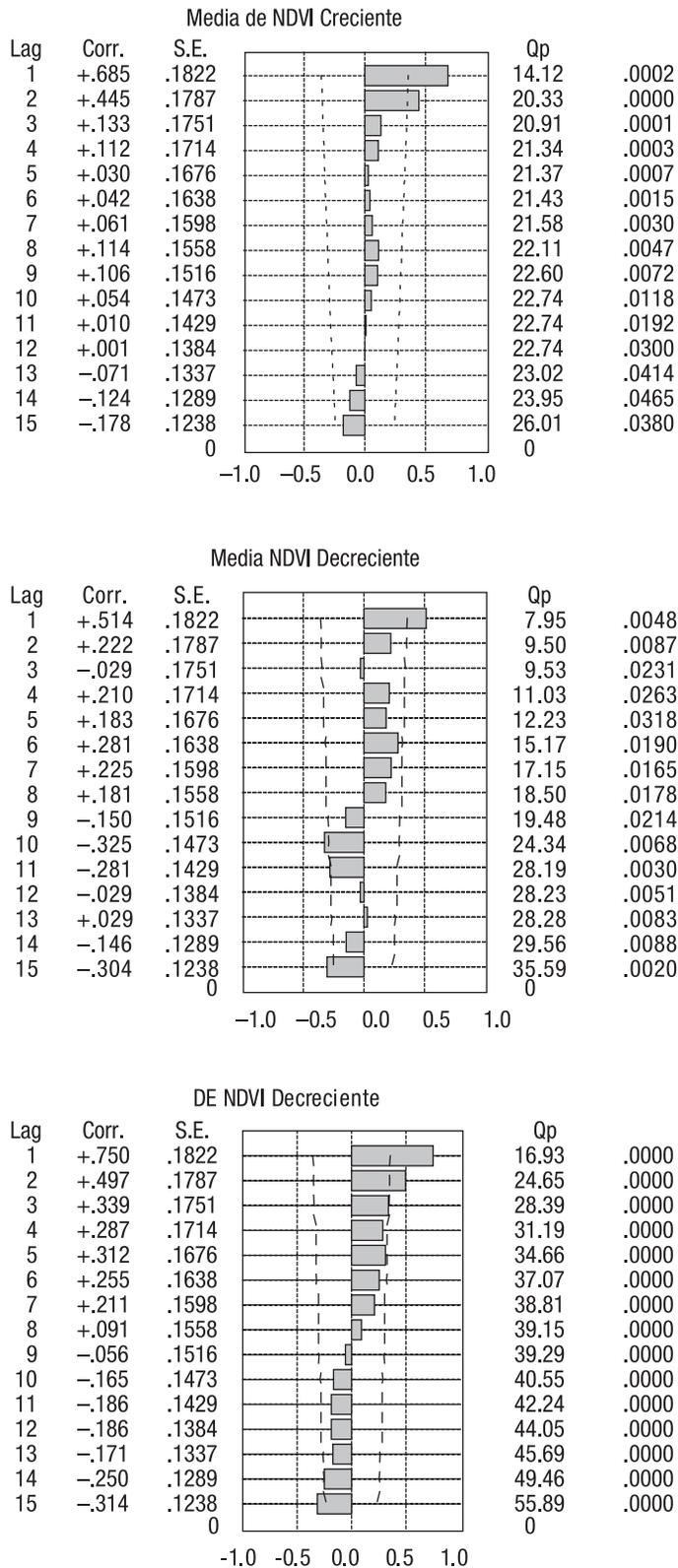


Figura 5. Función de Autocorrelación para las tendencias significativas de la Media (creciente y decreciente) de NDVI y de Desviación Estándar de NDVI (decreciente). Las líneas punteadas muestran los límites de correlación significativa (95% de nivel de confianza), por lo tanto, los valores de NDVI fuera de estas bandas presentan una autocorrelación significativa para los intervalos de tiempo.

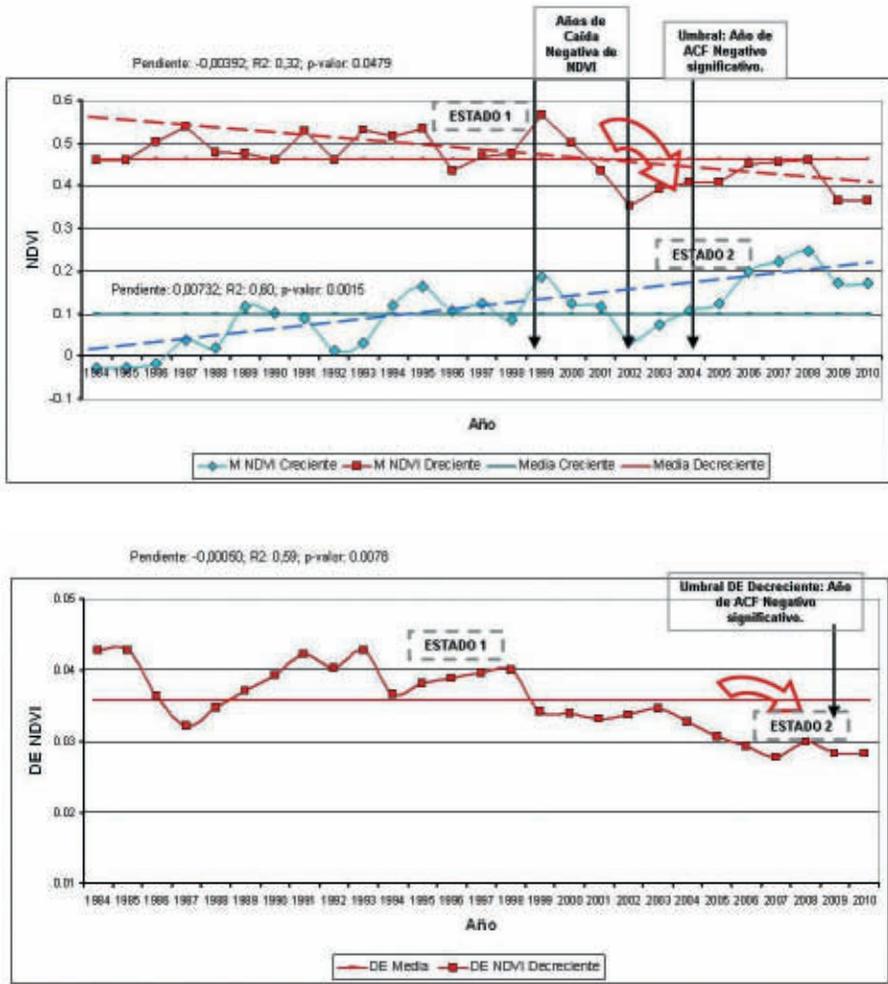


Figura 6. Dinámica y tendencias de las Medias de NDVI invernal (arriba) y Desviación Estándar de NDVI invernal (abajo) significativos para el área de estudio en la cuenca de las Salinas Grandes durante 27 años. Se indican los años de cambios significativos de la función de autocorrelación (ACF).

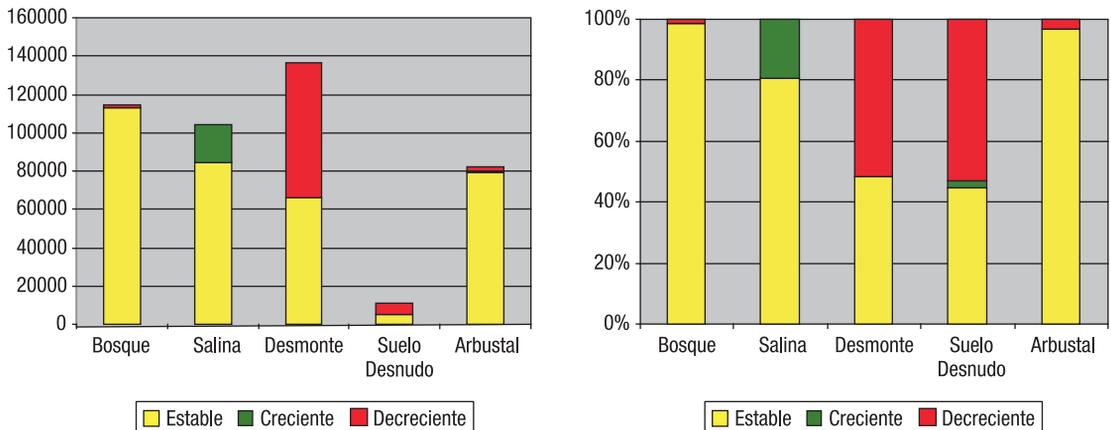


Figura 7. Relación entre las Tendencias de NDVI clasificadas y las Unidades de Cobertura, la magnitud de la superficie está expresada en hectárea (izquierda) y en proporciones (derecha).

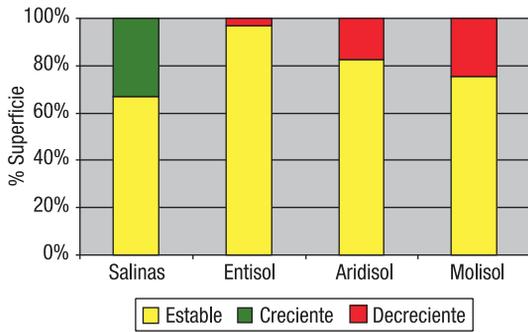


Figura 8. Relación entre las Tendencias de NDVI y los órdenes de suelos.

Discusión

En el presente trabajo se pudieron analizar los cambios de la vegetación de una porción de la cuenca de las Salinas Grandes, tomando en cuenta el modelo de curva catástrofe para la interpretación de su dinámica en condiciones de no-equilibrio (Washington Allen *et al.*, 2006; Scheffer *et al.*, 2009). Los valores de NDVI invernal de la serie temporal Landsat TM (1984-2010) representaron adecuadamente los valores de cobertura de los estados suelos

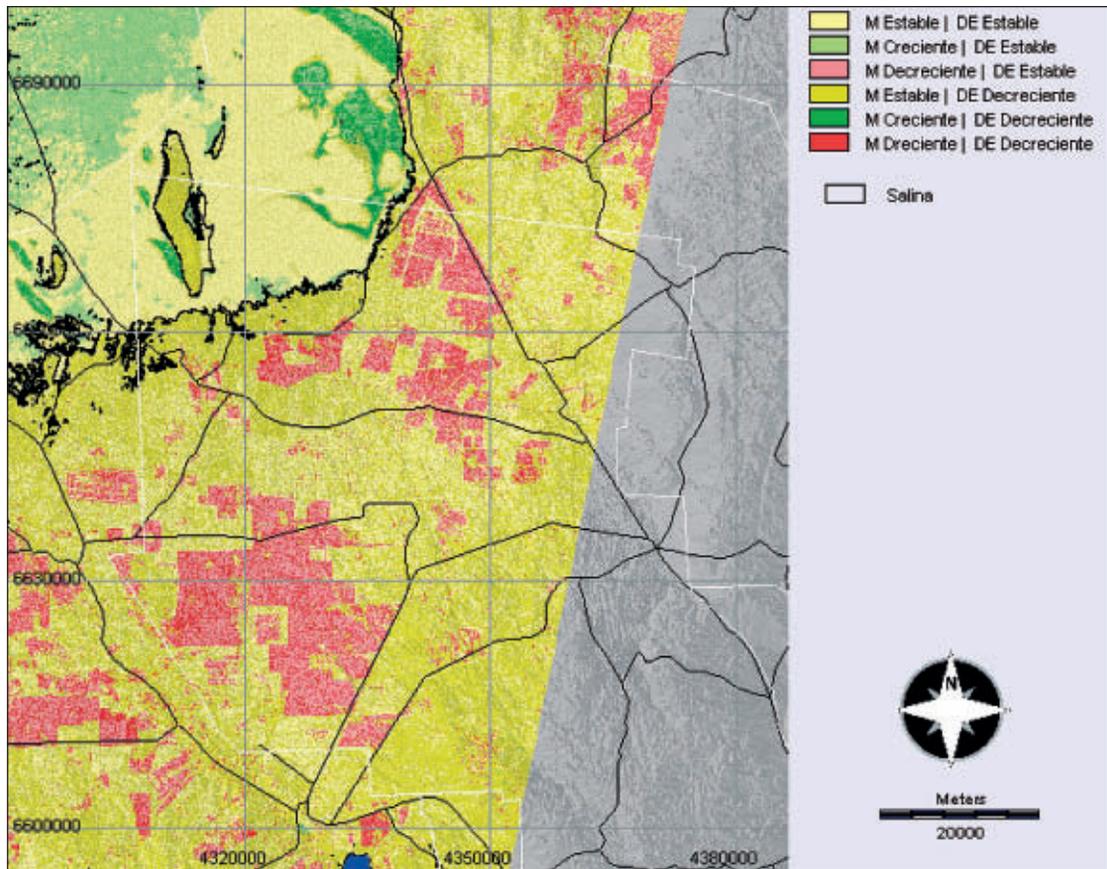


Figura 9. Mapa resultante del análisis de tabulación cruzada de Tendencias de las Medias y Desvíos Estándar de NDVI.

Tabla 4. Superficie (ha) de las categorías resultante de la tabulación cruzada entre las tendencias de la Media y los Desvíos Estándar (DE) de NDVI

	Media NDVI Estable	Media NDVI Creciente	Media NDVI Decreciente	Total
DE Estable	262547.91	45666	59448.24	367662.15
DE Decreciente	312613.11	13880.25	63154.89	389648.25
Total	575161.02	59546.25	122603.13	757310.4

desnudos, pastizales o desmontes, arbustales y bosques. Así, los análisis de regresión entre los valores del NDVI y las distintas formas de cobertura confirmaron la relación entre NDVI invernal y la vegetación permanente al igual de los datos obtenidos para otros lugares del mundo (Ramsey *et al.*, 2004, Washington-Allen *et al.*, 2004) y para la vegetación leñosa del Chaco Árido. Además, se pudieron interpretar a las perturbaciones que impactan en la cobertura manera creciente (desmontes mecanizados con rolados frecuentes para el control de leñosas) y el estrés dado por los factores físicos (suelo/precipitaciones/Salinas) como factores de control de no-equilibrio. Sin embargo, la escasa relación entre NDVI invernal y lluvias anuales acumuladas de la estación previa, nos permite suponer escasa influencia de las lluvias estivales en la señal de NDVI Landsat TM invernal. Cabe señalar que en los sitios donde se encontró una correlación cruzada significativa con las lluvias ya existían desmontes desde hace varios años atrás, lo que permite deducir que la vegetación expresada en la señal espectral corresponde a la vegetación herbácea y arbustiva de bajo porte. Se conoce que el estrato herbáceo es altamente dependiente de las lluvias mientras que las especies perennifolias y caducifolias presentan una gran amplitud fenológica (Hill y Donald, 2003; Iglesias *et al.*, 2010). En general las coberturas de especies leñosas de más porte como las arbóreas de Chaco Árido tienen más influencia en el NDVI invernal, debido a su capacidad de explorar en profundidad con sus raíces para obtener el agua y mantener la foliación (Giordano *et al.*, 2011; Villagra *et al.*, 2011), aunque en la época invernal las especies perennifolias esclerófilas son las que dominarían la señal, mientras que las caducifolias perderían sus hojas luego de un periodo fenológico de más de 9 meses (Iglesias *et al.*, 2010).

Desmontes en áreas de NDVI decreciente en la Llanura de Bosque Chaqueño

La serie temporal Landsat demuestra que en áreas donde ha ocurrido desmontes y hay presencia de suelos desnudos, especialmente so-

bre suelos Molisoles y Aridisoles, se desarrollan tendencias de NDVI decreciente. Ésta abarca a un 16% de la superficie de la cuenca en el área de Llanura de Bosque Chaqueño y de esta superficie, la mitad se halla con una tendencia de desvío estándar decreciente; lo que implica una progresiva homogeneización de la cobertura que acompaña a la pérdida de la misma. Los cambios de correlación temporal significativa en esta serie de datos de NDVI implican que en los últimos 6 años (a partir del *lag* 10) ha habido una caída significativa de la cobertura invernal en el área analizada.

Si relacionamos las imágenes clasificadas de tendencias con las unidades de cobertura/usos de la tierra, se interpreta que la disminución del NDVI se debe a los desmontes como uso de la tierra, coincidiendo además con grandes parches donde la tendencia de la desviación estándar de la cobertura, disminuye. La literatura muestra que los desvíos estándares del NDVI invernal reflejan los cambios de la heterogeneidad espacial de la cobertura, cuando cambia el balance entre suelo desnudo y los parches de vegetación (Washington-Allen *et al.*, 2008; Aguilar *et al.*, 2012). El análisis de tendencia de la desviación estándar del NDVI fue una medida apropiada de la heterogeneidad espacial. En otras investigaciones también encontraron relaciones de la variabilidad del NDVI con la heterogeneidad de hábitat (Oindo y Skidmore, 2002) y del paisaje. Así altos valores de desviación estándar de NDVI han sido relacionados con parches de vegetación más variables (Aguilar *et al.*, 2012) o que una alta probabilidad de píxeles con valores bajos de NDVI correspondan a una vegetación escasa o suelo desnudo (Washington-Allen *et al.*, 2008).

En las áreas detectadas donde el NDVI disminuye la tendencia decreciente de la desviación estándar implica el descenso de la variabilidad en la cobertura vegetal activa, a diferencia de las tendencias estables donde se verificaría respuestas más variables del NDVI. Ésta baja variabilidad de cobertura de NDVI «decreciente» nos sugiere que el carácter «permanente» de los valores bajos de NDVI lo que implica la degradación con carácter de «estados estables». Aquí la desertificación se manifiesta en la cobertura de vegetación baja, en

parches pequeños, con elevada proporción de suelo desnudo. Todo ello nos lleva a inferir que cambios de tipo bimodal o irreversible están ocurriendo en estas áreas (Scheffer *et al.*, 2001; Folke *et al.*, 2004; Rietkerk *et al.*, 2004). Hay que considerar que estas zonas aparte del desmonte sufrido por topado, rolado de leñosas y siembra de pasturas en el año inicial, son disturbadas frecuentemente con maquinaria pesada, cada tres o cuatro años, para controlar las arbustivas, resembrar pasturas y romper costuras de suelos, con la consecuyente efecto de deterioro de los mismos (Britos y Barchuk, 2008).

Por otro lado la tendencia de arbustales y bosques son muy similares, sugiriendo que la resiliencia es posible en ambos. Las características de ambas formas de vida mencionadas para estos ambientes xéricos son muy similares, especialmente en cuanto a las estrategias de resistir la sequía y de la utilización del agua (Villagra *et al.*, 2011). Ello implica que al menos en términos de cobertura de vegetación son discutibles: la condición de «estado degradado» y la tendencia a la desertificación de las tierras arbustizadas, además de las posibilidades de diseñar estrategias de recuperación con formas de vida arbustivas (Maestre *et al.*, 2009; Eldridge *et al.*, 2011).

Área de Salinas y tendencias de NDVI creciente

En la clasificación de todas las categorías con tendencia significativa de NDVI la tendencia lineal creciente es la que mejor ajusta, indicando la fuerza del proceso (Washington-Allen *et al.*, 2006). Los valores medios bajos de esta serie (Figura 6) sugieren que se trata posiblemente de un aumento de la cobertura de la vegetación baja y dispersa de las Salinas. Visualmente la categoría de NDVI bajo creciente se localiza en áreas bajas inundables de las Salinas Grandes, en los bordes y vías de escurrimiento adyacentes a las lomas medanosas donde existe la vegetación típica del Chaco Árido y en forma de parches alargados en el sector Noroeste del área de Salinas.

Aquellos valores de la tendencia de NDVI crecientes, y la tendencia de desvíos estándar estable podrían estar asociados a un mayor flu-

jo de agua en la cuenca. La clase de desvíos estándar estable se localiza en los bordes de las salinas y en los conos de entrada de agua a la misma. La clase desvíos estándar de NDVI decreciente se asocia a los sitios bajos de lagunas semi-permanentes presentes en las Salinas Grandes. En definitiva, parece que ocurre un aporte de agua extra y nutrientes provenientes de zonas aguas arriba, provocado por pérdidas de parches de captación de recursos (Ludwig *et al.*, 2004).

Los ajustes de la tendencia lineal sugieren que estos sistemas deforestados (NDVI decreciente, desvíos estándar decreciente) están perdiendo resiliencia y poseen una alta susceptibilidad de erosión, presentando fugas de recursos a escala de parche y redistribución de recursos a escala de paisaje (Ludwig *et al.*, 2004). Al igual que en otros ecosistemas, el paisaje se hace más susceptible a la erosión cuando ocurren pérdida de cobertura por desmontes, en conjunto con sequías y alta presión de sistemas de pastoreo con altas cargas tipo comercial (Washington-Allen *et al.*, 2010). La degradación producida por las altas cargas de animales para pastoreo en áreas desmontadas genera una disminución permanente e irreversible de la productividad de la vegetación a largo plazo (Wessels *et al.*, 2007). En cuanto al efecto de la sequía podemos agregar que los registros locales señalan un periodo de sequía extendida en el área desde el año 2008 hasta el 2010 (Britos y Basconcelo, 2011; CREAN, 2012).

¿Cambios permanentes?

Los procesos de cambio son producto de una fragmentación continua en los últimos 10 años y de grandes disturbios que provocaron importantes reducciones de la biomasa de bosque nativo en corto tiempo. Comprobamos aquí que este proceso de degradación y pérdida de cobertura se puede verificar en las tendencias de NDVI decreciente y los desvíos estándar decreciente, sugiriendo que existen zonas donde la extensión y la persistencia de los disturbios provocan una pérdida de biomasa que posee cierta «estabilidad» en la señal de NDVI invernal de la serie temporal. La pérdida de bio-

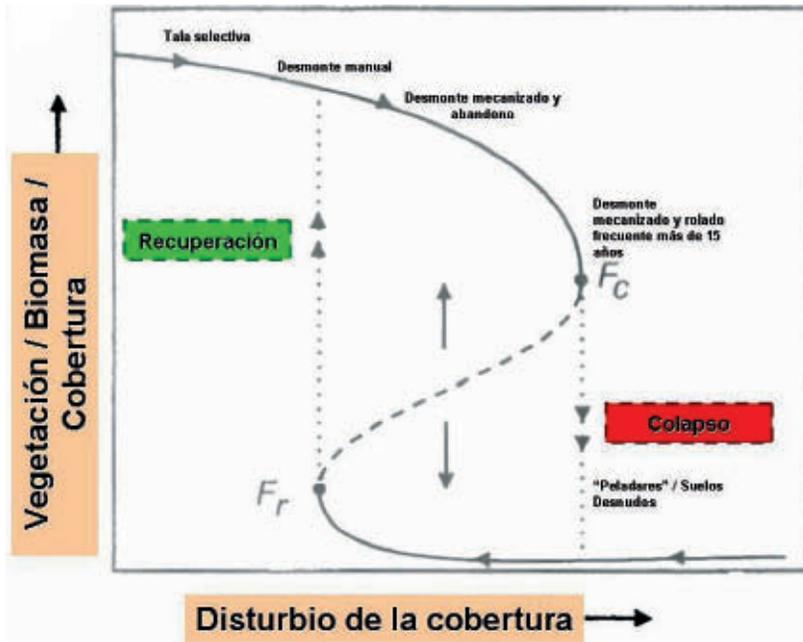


Figura 10. En el modelo de Curva Catástrofe se representa la respuesta de la cobertura de la vegetación leñosa ante los incrementos de las perturbaciones ocasionadas por los desmontes.

masa acompañada de la «homogenización» de los valores de NDVI de estas áreas sugiere condiciones de desertificación como consecuencia del aumento de limitación del agua de acuerdo a lo que predicen Dakos y colaboradores (2011).

Los datos del trabajo sugieren el modelo hipotético mostrado por la curva de histéresis (Figura 10). Es decir, de una situación de equilibrio (rama superior del curso de histéresis) estable dado por la estructura del bosque xerofítico se pasa a una situación continua de equilibrio inestable donde predomina el suelo desnudo. Interpretamos aquí que los cambios ocurridos en toda la región implican que las condiciones cambian suficientemente para pasar solo un umbral, se produce una transición abrupta a la rama inferior (Scheffer *et al.*, 2001). Desde aquí, hace suponer que el ecosistema exhibirá divergencia, es decir que a medida que se acrecientan las condiciones de estrés en la región la reversibilidad de los estados alternativos se ve comprometida o es posible que el ecosistema exhiba histéresis, lo que significa que las trayectorias de degradación y recuperación de la vegetación serán distintas en esta zona del modelo (Scheffer *et al.*, 2009),

pasando de una cobertura de bosque-arbustal uniforme a parches aislados de arbustivas y pastizales con abundante suelo desnudo. Sostenemos que la combinación NDVI decreciente y desvío estándar decreciente implica que la recuperación es extremadamente lenta y domina la tendencia al colapso, mientras que en el sistema con NDVI decreciente y desvío estándar estable, es una zona de inestabilidad donde aún persisten mecanismos de resiliencia (Washington-Allen *et al.*, 2008).

Implicancias de las tendencias y cambios

En la región, los datos muestran que la disminución de la cobertura en zonas de bosques localizadas en áreas elevadas de la cuenca con suelos Molisoles, se acompaña con una tendencia creciente al verdor de las áreas bajas en las Salinas. Esto sugiere la posibilidad de un fenómeno que integra ambas tendencias consistentes en un flujo de recursos hacia la zona baja de la cuenca de las Salinas Grandes. Varios autores reconocen que los rolados frecuentes implican un deterioro de la infiltración

especialmente en áreas elevadas, pérdida de la materia orgánica y nitrógeno por la excesiva mineralización, disminución de la fijación de nitrógeno, aumento de la susceptibilidad al fuego, con la consecuente pérdida de nutrientes y agua hacia afuera del sistema (Ludwig y Tongway, 2002; Kunst *et al.*, 2003). Volante y colaboradores (2012), para la región del Nor Oeste Argentino del Gran Chaco, informan que los desmontes no afectaban a la productividad primaria neta aérea, pero sí incrementaba la estacionalidad de la misma, disminuyendo en grandes extensiones la capacidad fotosintética de las áreas sin cobertura, lo cual tiene consecuencias directas en la pérdida de servicios ecosistémicos como el control de la erosión y la regulación de agua debido al aumento de suelo desnudo. La pérdida de cobertura (NDVI decreciente, desvíos estándar decreciente y estable) en las áreas desmontadas, incrementarían, el efecto de las precipitaciones intensas y las proporciones de escorrentía superficial, donde coexisten manchas de vegetación leñosa sobre una matriz más o menos continua se suelo desnudo y gramíneas.

Tongway y colaboradores (2004) proponen un modelo de evaluación de paisajes para zonas áridas y semiáridas denominado desencadenante-transferencia-reserva-pulso que explica de una manera simple e integrada el funcionamiento de un paisaje. De manera análoga, aplicando estas ideas se podría sugerir a escala regional, que el flujo de recursos se dirige hacia áreas sumideros, es decir, áreas más bajas de bordes de Salinas donde el NDVI responde de manera creciente, mientras que el desvío estándar disminuye gracias a la menor variabilidad de los valores de NDVI por el acumulo de agua. En zonas más elevadas de la cuenca, un desencadenante como la lluvia, da comienzo a los procesos de transferencia, como la escorrentía y la erosión, que redistribuyen los recursos como el agua y nutrientes (Tongway *et al.*, 2003). La excesiva presión sobre el paisaje con los topados y rolados va en detrimento de la capacidad de los parches locales de vegetación para actuar como sumideros de recursos e incremento del suelo desnudo, de manera que el paisaje en su conjunto presenta «fugas» (Ludwig *et al.*, 2007). Es decir que el incremento de NDVI de una región

de Salinas más baja, se debe a un aporte cuantioso de agua y recursos, procedente de las zonas desnudas de vegetación de las zonas desmontadas aguas arriba (NDVI decreciente, desvíos estándar decreciente y estable). De manera similar en algunas regiones áridas de Australia se estima que el efecto conjunto sobre la reducción de la cobertura por el pastoreo y las sequías podría ocasionar un aumento en las escorrentías posteriores a una lluvia aumentando el transporte de sedimentos hacia zonas riparias (McKeon *et al.*, 2009). En el Chaco Árido ante las condiciones extremas de déficit hídrico la vegetación leñosa tiene una fuerte capacidad de amortiguación por sus sistemas radicales profundos o por su condición de freatófita facultativa (Iglesias *et al.*, 2010; Villagra *et al.*, 2011; Jobbagy *et al.*, 2011). Frente a la reducción de este componente leñoso, el crecimiento vegetal presentaría una alta correlación con los eventos de lluvia (Ogle y Reynolds, 2004). Para analizar la estabilidad de estos sistemas es necesario considerar tanto los atributos ecológicos que contribuyen a la resiliencia de la vegetación leñosa (Villagra *et al.*, 2011; Jobbagy *et al.*, 2011) como los riesgos a los eventos físicos estocásticos (Svoray y Karnieli, 2011) que se acentúan ante los cambios creciente de la cobertura y uso del suelo.

Conclusiones

El trabajo proporciona nuevas bases para el estudio de las transiciones de bosques-arbustales a sabanas y semidesiertos de origen antrópico, fundamentados por los modelos de umbrales y sirve para interpretar la dinámica de la vegetación en ambientes del Chaco Árido. El seguimiento retrospectivo de la cobertura vegetal y de la cobertura de las unidades de cobertura y uso de la tierra, es especialmente interesante para comprender cómo las prácticas de manejo son los principales mecanismos causales de la desertificación. También, existe evidencia del papel que tienen los factores abióticos en la dinámica de no-equilibrio del ecosistema Chaco Árido a medida que incrementa la intensidad de las perturbaciones. Así las sequías periódicas, los suelos y la geomorfología (escala de cuenca) juegan un papel im-

portante en los patrones espaciales y temporales de la vegetación y de su resiliencia ante los disturbios catastróficos como los desmontes en grandes extensiones. Hemos utilizado indicadores indirectos de la resiliencia, simples propiedades estadísticas que pudieron medirse directamente del estado de la cobertura leñosa invernal expresado en NDVI. Los cambios en la tendencia lineal del NDVI invernal y su desviación estándar en una ventana de 150 metros (medida de heterogeneidad) son identificables espacial y temporalmente siempre que el umbral/disturbio sea significativo e intenso. Aquí los desmontes con sucesivos rolados pueden ser observados por los fuertes y permanentes cambios que provocan tanto en cobertura como en heterogeneidad de la vegetación.

El análisis permite identificar interacciones entre las escalas. Procesos locales de cambios fuertes a escala de parche y después de predio tienen efecto acumulativo y terminan abarcando la escala regional (Ludwig *et al.*, 2004; Bestelmeyer *et al.*, 2011). Verificamos en el trabajo que el incremento de las pérdidas y transporte de nutrientes en áreas más elevadas de la cuenca (suelos Molisoles, principalmente y también Aridisoles) y su traslado hacia áreas adyacentes de las salinas tiene relación con la superficie creciente de suelos desnudos y con la pérdidas de la vegetación leñosa por disturbios de gran impacto como los desmontes y por la cobertura vegetal creciente en las áreas de sumidero (Prosser *et al.*, 2002; Ludwig y Tongway, 2002; Ludwig *et al.*, 2004). Todo ello ha implicado cambios irreversibles en la resiliencia de la vegetación con consecuencias a escala regional (Bestelmeyer *et al.*, 2011). Posiblemente los tres últimos años de anomalías en las precipitaciones por debajo de la media, refuerzan el salto de bistabilidad y potencian la irreversibilidad de los cambios (Britos y Basconcelo, 2012; CREAN, 2012).

En el estudio también se consigna el comportamiento de las leñosas frente a disturbios en amplias escalas, valorándose su contribución a la resiliencia regional. Numerosos autores señalan la importancia de la vegetación leñosa por contribuir a la productividad regional, al ciclo del agua y a la estabilidad de los ecosistemas (Villagra *et al.*, 2011; Jobbagy *et al.*, 2011). Particularmente, manifestamos

nuestra preocupación sobre la expansión de la deforestación y el rolado en el área de estudio, especialmente las consecuencias derivadas de la interrupción de las conexiones entre los acuíferos y los ecosistemas en la superficie (Giordano *et al.*, 2011; Villagra *et al.*, 2011) con lo cual la fragilidad de los ambientes se incrementaría con los riesgos económicos y sociales que ello implica.

Las implicancias de la deforestación sobre los agroecosistemas es un tema de gran controversia en la Argentina, sectores vinculados a la ganadería industrial y equipos técnicos sostienen que los arbustales son improductivos económicamente, fruto de la degradación por prácticas productivas obsoletas, y que la incorporación de pasturas no sólo mejorará la producción y la economía sino que también impedirá la degradación (Kunst *et al.*, 2012). Como fruto de este trabajo es interesante destacar que no sólo se deberá tener especial atención a las consecuencias de los desmontes y rolados en gran escala, cómo frenar los procesos de fuga de agua y nutrientes mediante el ordenamiento territorial de los bosques nativos, sino también se deberá profundizar en estudios sobre la productividad y estabilidad de las pasturas implantadas (Franklin *et al.*, 2006) y cómo mitigar el proceso de desertificación que parece irreversible.

Referencias

- AGUILAR, C., ZINNERT, J. C., POLO, M. J., & JOUNG, D. R. 2012. NDVI as an indicator for changes in water availability to woody vegetation. *Ecological Indicators*, 23: 290-300.
- BARCHUK, A. H., & VALIENTE-BANUET, A. 2006. Comparative analysis of leaf angles and sclerophylly of *Aspidosperma quebracho-blanco* in a geographical gradient of water deficit. *Austral Ecology*, 31: 882-891.
- BARCHUK, A. H., BASCONCELO, S., BRITOS, A. H., SANTA, J. A., & IGLESIAS, M. R. 2007. Unidades de Paisaje para el desarrollo sustentable y manejo de los recursos naturales en el noroeste de Córdoba. En Matteucci, S.D. (Ed.). *Panorama de la ecología de paisajes en Argentina y países sudamericanos*. Ediciones INTA, MAB, SECYT, Buenos Aires, pp 139-162.
- BESTELMEYER, B. T., BROWN, J. R., HAVSTAD, K. M., ALEXANDER, R., CHAVEZ, G., & HERRICK, J. E. 2003. Development and use of sta-

- te-and-transition models for rangelands. *Journal of Range Management*, 56: 114-126.
- BESTELMEYER, B. T., TUGEL, A. J., PEACOCK, G. L., ROBINETT, D. G., SHAVER, P. L., BROWN, J. R., HERRICK, J. E., SANCHEZ, H., & HAVSTAD, K. M. 2009. State-and transition models for heterogeneous landscapes: a strategy for development and application. *Rangeland Ecology & Management*, 62: 1-15.
- BESTELMEYER, B. T., GOOLSBY, D. P., & ARCHER, S. R. 2011. Spatial perspectives in state-and-transition models: a missing link to land management? *Journal of Applied Ecology*, 48: 746-757.
- BLANCO, L. J., AGUILERA, M. O., PARUELO, J. M., & BIURRUN, F. N. 2008. Grazing effect on NDVI across an aridity gradient in Argentina. *Journal of Arid Environments*, 72: 764-776.
- BLANCO, L. J., FERRANDO, C. A., & BIURRUN, F. N. 2009. Remote Sensing of Spatial and Temporal Vegetation Patterns in Two Grazing Systems. *Rangeland Ecol. Management*, 62: 445-451.
- BRITOS, A. H., & BARCHUK, A. H. 2008. Cambios en la cobertura y en el uso de la tierra en dos sitios del Chaco Árido del noroeste de Córdoba, Argentina. *AgriScientia*, 25: 97-110.
- BRITOS, A. H., BARCHUK, A. H., & FERNÁNDEZ, J. M. 2011. Patrones de Deforestación del Bosque Nativo bajo Manejo de Pequeños Productores Campesinos: ¿«Paisajes Sustentables»? *Revista de Ecología de Paisajes*, 2: 1-16.
- BRITOS, A. H., & BASCONCELO, S. E. 2012. Informe Sequía 2011. Análisis de Anomalías de Índice Verde (NDVI). Subsecretaría de Agricultura Familiar, Delegación Córdoba, Equipo del Norte. www.asadep.org.ar/documentos/Informe-Sequia2011.pdf. Activo desde Noviembre 2012.
- CABIDO, M., ACOSTA, A., CARRANZA, L., & DÍAZ S. 1992. La vegetación del Chaco Árido en el W de la provincia de Córdoba Argentina. *Documents Phytosociologiques XIV*: 447-456.
- CABIDO, M. R., GONZÁLEZ, C., ACOSTA, A., & DÍAZ S. 1993. Vegetation changes along a precipitation gradient in Central Argentina. *Vegetatio* 109: 5-14.
- CABRAL, A., DE MIGUEL, J., RESCAI, A., SCHMITZ, M., & PINEDA, F. 2003. Shrub encroachment in Argentinean savannas. *Journal Vegetation Science*, 14: 145-152.
- CAMPOS, C. M., CAMPOS, V. E., MONGEAUD BORGHI, C. E., DE LOS RÍOS, C., & GIANNONI, S. 2011. Relationships between *Prosopis flexuosa* (Fabaceae) and cattle in the Monte desert: Seeds, seedlings and saplings on cattle-use site classes. *Revista Chilena de Historia Natural*, 2: 289-299.
- CAPITANELLI, R. 1979a. Geomorfología. En: Vázquez J, Miatello R, Roque M (Eds). Geografía Física de la Provincia de Córdoba. Ed. Boldt, Buenos Aires, pp. 213-296.
- CAPITANELLI, R. 1979b. Clima. En: Vázquez J, Miatello R y Roque M. (Eds). Geografía Física de la Provincia de Córdoba. Ed. Boldt, Buenos Aires, pp. 45-138.
- CHANDER, G., & MARKHAM, B. 2003. Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. *Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41: 2674-2677.
- CHÁVEZ, P. S. 1996. Image-based atmospheric corrections revisited and improved. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 62: 1025.
- CREAN. 2012. Monitoreo de Sequías. Índice de Palmer. Centro de Relevamiento y Evaluación de Recursos Agrícolas y Naturales. FCA. UNC. www.crean.unc.edu.ar/secciones/monitoreo/pdi_2012/ult_2012.html. Activo en Enero de 2013.
- DAKOS, V., KEFI, S., RIETKERK, M., VAN NES, E., & SCHEFFER, M. 2011. Slowing Down in Spatially Patterned Ecosystems at the Brink of Collapse. *The American Naturalist*, 177: 153-166.
- DARGÁM, R. M. 1995. Geochemistry of waters and brines from the Salinas Grandes basin, Córdoba, Argentina. I. Geomorphology and hydrochemical characteristics. *International Journal of Salt Lake Research*, 3: 137-158.
- DI RIENZO, J. A., CASANOVES, F., BALZARINI, M. G., GONZALEZ, L., TABLADA, M., & ROBLEDO, C. W. 2008. InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- EASTMAN, J. R. 2009. IDRISI Taiga Tutorial. Land Change Modeller. Clark Labs. Clark University. Worcester. MA. USA.
- ELDRIDGE, D. J., BOWKER, M. A., MAESTRE, F. T., ROGER, E., REYNOLDS, J. F., & WHITFORD, W. G. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters*, 14: 709-722.
- FORMAN, R. T. T. 1995. Land Mosaics. The ecology of landscapes end and regions. Cambridge University Press. 632 pp.
- FOLKE, C., CARPENTER, S., WALKER, B., SCHEFFER, M., ELMQVIST, T., GUNDERSON, L., & HOLLING, C. S. 2004. Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 557-581.
- FRANKLIN, K. A., LYON, K., NAGLER, P. L., LAMPKIN, D., GLENN, E. P., MOLINA-FREANER, F., MARKOW, T., & HUETE, A. R. 2006. Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) land conversion and productivity in the plains of Sonora, Mexico. *Biological Conservation*, 127: 62-71.
- GIORDANO, C. V., GUEVARA, A., BOCCALANDRO, H. E., SARTOR, C., & VILLAGRA, P. E. 2011. Water status, drought responses, and

- growth of *Prosopis flexuosa* trees with different access to the water table in a warm South American desert. *Plant Ecology*, 212: 1123-1134.
- GASPARRI, N. I., & GRAU, H. R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). *Forest Ecology and Management*, 258: 913-921.
- HILL, M. J., & DONALD, G. E. 2003. Estimating spatio-temporal patterns of agricultural productivity in fragmented landscapes using AVHRR NDVI time series. *Remote Sensing of Environment*, 84: 367-384.
- HILL, T., & LEWICKI, P. 2007. STATISTICS: Methods and Applications. StatSoft, Tulsa, OK. WEB: <http://www.statsoft.com/textbook/>.
- HOLLING, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 4: 1-23.
- HUNT, R. E., EVERITT, J. H., RITCHIE, M., MORAN, S., BOOTH, T., ANDERSON, G., CLARK, P. E., & SEYFRIED, M. S. 2003. Applications and Research Using Remote Sensing for Rangeland Management. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 69: 675-693.
- IGLESIAS, M. R., BARCHUK, A. H., & GRILLI, M. 2010. Dinámica estacional e interanual del NDVI en bosques nativos de zonas áridas argentinas. *Revista de Teledetección*, 34: 44-54.
- JOBAGY, E. G., NOSETTO, M. D., VILLAGRA, P. E., & JACKSON, R. B. 2011. Water subsidies from mountains to deserts: their role in sustaining groundwater-fed oases in a sandy landscape. *Ecological Applications*, 21: 678-694.
- JARSÚN, B., GORGAS, J., ZAMORA, E., BOSNERO, H., LOVERA, E., RAVELO, A., & TASSILE, J. 2003. Los Suelos. Nivel de Reconocimiento. Escala 1: 500.000. Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba. Agencia Córdoba Ambiente SE. INTA EEA Manfredi, Córdoba.
- KÉFI, S., RIETKERK, M., ALADOS, C., PUEYO, Y., PAPANASTASIS, V., ELAICH, A., & DE RUITER, P. 2007. Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature* 449: 213-218.
- KUNST, C., MONTI, E., PÉREZ, H., & GODOY, J. 2006. Assessment of the rangelands of southwestern Santiago del Estero, Argentina, for grazing management and research. *Journal of Environmental Management*, 80: 248-265.
- KUNST, C., LEDESMA, R., BRAVO, S., ALBANESI, A., ANRIQUEZ, A., VAN MEER, H., & GODOY, J. 2012. Disrupting woody steady states in the Chaco region (Argentina): Responses to combined disturbance treatments. *Ecological Engineering*, 42: 42-53.
- LE POLAIN DE WAROUX, J., & LAMBIN, E. F. 2012. Monitoring degradation in arid and semi-arid forests and woodlands: The case of the argan woodlands (Morocco). *Applied Geography* 32: 777-786.
- LEITH, H., & WHITTAKER, R. H. 1975. Primary Productivity of the Biosphere. *Ecological Studies*, Vol 14. Berlin, DE: Springer-Verlag.
- LUDWIG, J. A., & TONGWAY, D.J. 2002. Clearing savannas for use as rangelands in Queensland; altered landscapes and water-erosion processes. *Rangeland Journal*, 24: 83-95.
- LUDWIG, J., TONGWAY, D., BASTIN, G., & JAMES, C. 2004. Monitoring ecological indicators of rangeland functional integrity and their relation to biodiversity at local to regional scales. *Austral Ecology*, 29: 108-120.
- LUDWIG, J. A., BARTLEY, R., HAWDON, A. A., ABBOTT, B. N., & MCJANNET, D. 2007. Patch configuration non-linearly affects sediment loss across scales in a grazed catchment in north-east Australia. *Ecosystems*, 10: 839-845.
- MAESTRE, F. T., BOWKER, M. A., PUCHE, M. A., HINOJOSA, M. B., MARTÍNEZ, I., GARCÍA-PALACIOS, P., CASTILLO, A., SOLIVERES, S., ARÁNTZAZU, L., LUZURIAGA, A. M., SÁNCHEZ, J. A., CARREIRA, A. G., & ESCUDERO, A. 2009. Shrub encroachment can reverse desertification in semi-arid Mediterranean grasslands. *Ecology Letters*, 2: 930-941.
- MCAULIFFE, J. R. 1994. Landscape evolution, soil formation, and ecological patterns and processes in Sonoran desert bajadas. *Ecological Monographs*, 64: 111-148.
- MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT). 2005. Dryland systems. In Millennium Ecosystem Assessment (Ed.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. Washington, DC. pp. 623-662.
- MORELLO, J., & ADÁMOLI, J. 1968. Las grandes unidades de vegetación y ambiente del Chaco argentino, Primera parte: Objetivos y metodología. Serie fitogeográfica N°10, INTA. Buenos Aires. 125 pp.
- MORELLO, J., PROTOMASTRO, J., SANCHOLUZ, L., & BLANCO, C. 1985. Estudio macroecológico de los Llanos de La Rioja. *Serie del Cincuentenario de la Administración de Parques Nacionales*, 5: 1-53.
- MORELLO, J., RODRÍGUEZ, A., & PENGUE, W. 2009. Análisis descriptivo del proceso de desmonte y habilitación de tierras en el Chaco Argentino. En Morello, J., A. Rodríguez, Eds., *El Chaco sin bosques: La Pampa o el desierto del futuro*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires. pp. 291-312.
- OGLE, K., & REYNOLDS, J. F. 2004. Plant responses to precipitation in desert ecosystems: integrating functional types, pulses, thresholds, and delays. *Oecologia*, 141: 282-294.
- OINDO, B. O., & SKIDMORE, A. 2002. Interannual variability of NDVI and species richness in Kenya. *J Remote Sens*, 23: 285-98.
- PARUELO, J. M., & GOLLUSCIO, R. 1994. Rangeland assessment using remote sensing in Northwest

- Patagonia (Argentina). *Journal of Range Management*, 47: 498-502.
- PUIGDEFÁBREGAS, J., BARRIO, G., BOER, M., GUTIERREZ, L., & SOLÉ, A. 1998. Differential responses and channel elements to rainfall events in a semi-arid area. *Geomorphology*, 23: 337-351.
- PROSSER, I. P., MORAN, C. J., LU, H., SCOTT, A., RUSTOMJI, P., STEVENSON, J., PRIESTLY, G., ROTH, C. H., & POST, D. 2002. Regional patterns of erosion and sediment transport in the Burdekin river catchment. CSIRO Land and Water. *Technical Report 5* (2). pp 47.
- RAMSEY, R. D., WRIGHT, JR. D. L., & MCGINTY, C. 2004. Evaluating the Use of Landsat 30 m Enhanced Thematic Mapper to Monitor Vegetation Cover in Shrub-Steppe Environments. *Geocarto International*, 19: 39-47.
- RICHARDS, J. A., & JIA, X. 1999. Remote Sensing Digital Image Analysis. New York, Springer. 363 pp.
- RIETKERK, M., DEKKER, S. C., DE RUITER, P. C., & VAN DE KOPPEL, J. 2004. Self-Organized Patchiness and Catastrophic Shifts in Ecosystems. *Science, New Series*, 305: 1926-1929.
- SAYAGO, M. 1969. Estudio fitogeográfico del norte de Córdoba. *Boletín Academia Nacional de Ciencias Córdoba*, 46: 123-427.
- SCHEFFER, M., CARPENTER, S. R., FOLEY, J. A., FOLKE, C., & WALKER, B. H. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591-596.
- SCHEFFER, M., BASCOMPTE, J., BROCK, W., BROVKIN, V., CARPENTER, S., & DAKOS, V. 2009. Early warnings of critical transitions. *Nature*, 461: 53-59.
- SEIA, E., ORODÁ, W., & CARRANZA, R. 2008. Hacia el uso racional y sustentable del monte cordobés. Foro Provincial «Ley de desmonte». El debate sobre la preservación del monte nativo cordobés: LA OTRA CARA DE LA MONEDA. http://www.imperiorural.com.ar/imperio/estructura/desmonte/2008/4_foro_desmonte_nov2008.htm
- SELLERS, P. J. 1985. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. *International Journal of Remote Sensing*, 6:1335-1372.
- SVORAY, T., & KARNIELI, A. 2011. Rainfall, Topography and Primary Production Relationships in a Semiarid Ecosystem. *Ecohydrology*, 4: 56-66.
- TONGWAY, D. J., SPARROW, A. D., & FRIEDEL, M. H. 2003. Degradation and recovery processes in arid grazing lands of central Australia. Part 1: soil and land resources. *Journal of Arid Environments*, 55: 301-326.
- TONGWAY, D. J., CORTINA, J., & MAESTRE, F. T. 2004. Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. *Ecosistemas*, 13: 2-15.
- VILLAGRA, P. E., GIORDANO, C., ALVAREZ, J. A., CAVAGNARO J. B., GUEVARA A., SARTOR C., PASSERA C., & GRECO S. 2011. Serplanta en el desierto: estrategias de uso de agua y resistencia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. *Ecología Austral*, 21 (1): 29-42.
- VOLANTE, J. N., ALCARAZ-SEGURA, D., MOSCIARO, M. J., VIGLIZZO, E. F., & PARUELO, J. M. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154: 12-22.
- WALKER, B., HOLLING, C. S., CARPENTER, S. R., & KINZIG, A. 2004. Resilience, Adaptability and Transformability in Social – ecological Systems. *Ecology and Society* 9 (2): art 5. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5>.
- WASHINGTON-ALLEN, R. A., RAMSEY, R. D., NORTON, B. E., & WEST, N. E. 1998. Change detection of the effect of severe drought on subsistence agropastoral communities on the Bolivian Altiplano. *International Journal of Remote Sensing*, 19: 1319-1333.
- WASHINGTON-ALLEN, R. A., RAMSEY, R. D., & WEST, N. E. 2004. Spatiotemporal mapping of the dry season vegetation response of sagebrush steppe. *Community Ecology*, 5: 69-79.
- WASHINGTON-ALLEN, R. A., WEST, N. E., RAMSEY, R. D., & EFROYMSON, R. A. 2006. A protocol for retrospective remote sensing-based ecological monitoring of rangelands. *Rangeland Ecology and Management*, 59: 19-29.
- WASHINGTON-ALLEN, R. A., RAMSEY, R. D., WEST N. E., & NORTON, B. E. 2008. Quantification of the ecological resilience of drylands using digital remote sensing. *Ecology and Society* 13(1): 33. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art33/>
- WESSELS, K. J., PRINCE, S. D., CARROLL, M., & MALHERBE, J. 2007. Relevance of Rangeland Degradation in Semiarid Northeastern South Africa to the Non-equilibrium Theory. *Ecological Applications*, 17 (3): 815-827.
- WHITFORD, W. G. 2002. Ecology of desert systems. Academic Press, London, UK.
- YAFEE, R. A., & MCGHEE, M. 2000. Introduction to time series analysis and forecasting with applications of SAS and SPSS. San Diego. Academic Press. 528 pp.
- ZAK, M., & CABIDO, M. 2002. Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: Integration of remote sensing and phytosociology. *Applied Vegetation Science*, 5: 213-226.
- ZAK, M. R., CABIDO, M., & HODGSON, J. G. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation*, 120: 589-598.

Caso práctico

Desagregación del volumen de población a partir de la imagen de satélite con Sistema de Información Geográfica y Procesamiento Digital de Imágenes

A. Martínez Serrano

Facultad de Filosofía y Letras. Universidad Nacional Autónoma de México-UNAM. México. DF

Resumen

Las Tecnologías de la Información Geográfica desarrollan diversos campos de investigación, entre ellos la gestión de la información referente a variables socio-demográficas, lo que permite el tratamiento de problemáticas sociales desde otra perspectiva de análisis. La desagregación espacial de estas variables mediante la técnica del Procesamiento Digital de Imágenes y los Sistemas de Información Geográfica es nuestro objetivo. El método consiste en trasladar información demográfica distribuida en unidades administrativas (unidades censales) a unidades del espacio geográfico (tramas urbanas de diversa densidad edificatoria), mediante la interpolación areal ponderada, partiendo de la densidad demográfica de las áreas homogéneas residenciales obtenidas por la interpretación visual de la imagen de alta resolución Quickbird. Se obtuvo la desagregación del volumen total de la población a partir de la diferenciación del uso urbano en los consejos populares; Cojimar, Alturas de Alamar, Alamar Este y Alamar Playa. Se realizó el control de los resultados obtenidos.

Palabras claves: desagregación espacial, volumen de población, imágenes, teledetección.

Abstract

Population volume disaggregation from satellite images using GIS and digital image processing

The Geographic Information Technologies develop different research areas, including the management of information relating to socio-demographic variables, allowing treatment of social problematic from a different perspective of analysis. The spatial disaggregation of these variables using the technique of Digital Image Processing and Geographic Information Systems is our objective. The method consists of transferring demographic information distributed into administrative units (census units) to units of geographic space (urban grids of diverse building density) by the weighted areal interpolation, based on the population density of homogeneous residential areas obtained by visual interpretation of high resolution Quickbird image. We obtained the breakdown of total population from urban use differentiation in the popular councils; Cojimar, Alturas de Alamar, Alamar Este y Alamar Playa. Control was performed on the results obtained.

Key words: spatial disaggregation, population size, images, remote sensing.

* Autor para la correspondencia: ayetsa.martinez@gmail.com

Recibido: 30-04-13; Aceptado: 20-11-13.

Introducción

La información proveniente de sensores remotos y específicamente de las imágenes de alta resolución poseen un valor científico importante para los investigadores en diversas temáticas, entre ellas los estudios urbanos. En las últimas décadas se ha ido incrementando el uso integrado de la Teledetección aérea espacial y los Sistemas de Información Geográfica convirtiéndose en herramientas muy útiles para la gestión y ordenación de los territorios de las áreas urbanas. Esto es de especial interés en aquellos países donde la reducida disponibilidad de este tipo de información en formato digital para todos los decisores locales dificulta la adecuada planificación de los espacios urbanísticos, que generalmente se caracterizan por su continua expansión de forma espontánea, debido a varias causas como el excesivo aumento demográfico y también las ventajas que ofrecen las ciudades capitales a diferencia de los espacios rurales. Dentro de este contenido, estas dos herramientas permiten la generación, tratamiento, almacenamiento y seguimiento de aspectos esenciales para gestión urbana, a costos relativamente bajos.

En el contexto de los estudios urbanos, Casas & Chuvieco (1987) revisan dos grupos de aplicaciones bien diferenciadas en el medio urbano utilizando como base el sensor MSS. En el primero, se encuentran aquellos intentos de delimitar exactamente el área ocupada por la ciudad, tanto con vistas a actualizar los límites censales (Dietrich & Lachoswsky, 1978), como para estudiar el crecimiento urbano (Carter & Stow, 1979; Jensen & Toll, 1982). Los problemas más importantes surgen en las zonas residenciales suburbanas, por cuanto acogen respuestas intermedias entre el sustrato vegetal y los materiales en construcción. Este problema conduciría a utilizar otros sensores auxiliares al MSS, como es el caso del radar o las imágenes térmicas según declaran los autores. De conjunto se citan en este mismo trabajo a otros autores que han determinado que en ocasiones se emplea además la fotografía aérea, tanto como elemento adicional de la información como fuente de referencia para contrastar los resultados. Un segundo grupo de trabajos se conduce hacia el cálculo de volumen de población ur-

baña. Para ello, normalmente, se correlaciona la población con la superficie edificada, deduciendo un modelo de regresión que pueda servir para estimaciones intercensales.

De acuerdo a otra autora, Molina (2005), se han realizado importantes progresos en la estimación de variables socioeconómicas a partir de imágenes de satélite, como: el ingreso medio por familia, la edad de las construcciones y la densidad de construcción. En un estudio sobre Sidney (Froster, 1993) se demostró que el valor promedio de las construcciones puede ser predecible a partir de datos MSS. En la misma línea Dudley-Murphy (1990) encontró que se podía obtener información de niveles de ingreso usando imágenes SPOT; para ello se establecieron correlaciones entre los diferentes tipos de residencias y el ingreso medio de la población residente en éstas, para la ciudad de México. Otros autores como Weber & Hirsch (1992) utilizan de manera integrada imágenes SPOT, HRV y XS, en la extracción de información cartográfica de los usos del suelo e información censal (población, empleo y vivienda) en ocho pueblos de la comunidad urbana de Estrasburgo, para obtener algunos índices relacionados con la calidad de vida de la población. De esta manera, demostraron que la calidad del paisaje urbano puede ser caracterizada y cartografiada con un detalle que no es posible utilizando únicamente información del censo. Integrando la mencionada información y aplicando tratamientos de análisis multivariante (correlación, regresión y análisis factorial) lograron obtener los siguientes índices: características de la edificación, atracción de las áreas residenciales en función de la proporción de áreas verdes y de repulsión en función de la proporción de áreas industriales y comerciales.

Especialistas del tema como Lo (1995), desarrollan varios métodos para extraer información de unidades de población y vivienda utilizando de manera integrada información proveniente de imágenes multiespectrales SPOT y técnicas de SIG. Los métodos fueron desarrollados para la ciudad de Hong Kong, caracterizada por una alta densidad de población y usos urbanos mezclados en estructuras multifuncionales. Los métodos incluyen diferentes formas de modelos de regresión compa-

rando los valores de radiancia de los píxeles de las imágenes con densidades de población y vivienda. Los resultados demostraron que es posible establecer relaciones directas entre estos dos elementos a nivel general. Sin embargo, a nivel de detalle, la precisión de los modelos es menor debido a la dificultad de discriminar, con imágenes, los usos residenciales de los no residenciales en las estructuras multifuncionales. A pesar de los beneficios que se logran al integrar información proveniente de varios sensores, no es menos cierto que la mayoría de los algoritmos de clasificación multispectrales píxel a píxel son incapaces de producir la precisión requerida para la planificación urbana y local, tal y como lo demuestran los trabajos realizados por Froster (1980), Milazzo & DeAngelis (1984) y Toll (1985), citados en Molina (2005). En este sentido, las tendencias recientes integran información proveniente de imágenes de satélite con la derivada de un SIG, a fin de lograr clasificaciones más precisas. El uso de la información contenida en un SIG permite guiar las clasificaciones digitales con mayor exactitud. Con lo visto anteriormente se puede concluir que el uso de fotografías aéreas y de imágenes de satélite de forma alterna ha contribuido al desarrollo de al menos, tres familias de métodos:

— El primero trata sobre la relación existente entre la superficie de la mancha urbana y la población total de una ciudad. Estos métodos están basados en la aplicación de modelos matemáticos, en los cuales se relaciona superficie y población.

— Una segunda familia de métodos toma en cuenta las diferencias internas de la ciudad. En ellos los análisis se realizan, por ejemplo, de acuerdo a los tipos de barrios, definidos según criterios morfológicos. Las fotografías aéreas y las imágenes de satélite son utilizadas de forma alterna para determinar la superficie ocupada por cada tipo de barrio.

— Una tercera familia de métodos se basa en la hipótesis de que existen relaciones entre las características morfológicas del medio urbano y las características demográficas y socioeconómicas de sus habitantes. Estos métodos utilizan de forma exhaustiva la información proveniente de las imágenes para obtener, por muestreo, las características relativas a las po-

blaciones urbanas. La idea principal es utilizar la imagen de satélite como base de sondeo y explotar la información sobre la morfología urbana, a fin de establecer las áreas muestra sobre las cuales aplicar una encuesta con objetivos demográficos y socioeconómicos.

Son innumerables las citas bibliográficas que hacen referencia a distintas aplicaciones del Procesamiento Digital de Imágenes con la integración de los Sistemas de Información Geográfica en ámbitos urbanos; estimación de la población, cuantificación de cambios, estimación de la densidad de edificación, detección de asentamientos urbanos y rurales, evaluación de impactos producidos por la actividad humana. También se ha utilizado la información exhaustiva que proporciona la fotografía aérea o imagen espacial de alta resolución para recoger rápidamente, por muestreo, los datos relativos a las poblaciones urbanas, para actualizar el total de habitantes de una ciudad que ha sido anteriormente objeto de un censo de población. Dentro de esta temática la aplicación de las Tecnologías de la Investigación Geográfica nos da la disponibilidad de obtener variables diversas referentes a fenómenos físicos y humanos espacialmente georeferenciados. Es por ello que se convierte en una herramienta eficaz para la gestión de información con varios componentes sociales, económicos y físicos.

El objetivo del proyecto que se presenta en este artículo es la realización de la transferencia del volumen de población total a un nivel de agregación sobre la base de unidades espaciales cercanas al individuo, descritas por la tipología de la trama urbana.

Materiales y métodos

Materiales

Para llevar a cabo el método propuesto que aquí aplicaremos, se ha seleccionado como área de estudio 5 consejos populares del municipio Habana del Este; Reparto Antonio Guiteras, Cojimar, Alturas de Alamar, Alamar Playa y Alamar Este. El porqué de esta selección es sobre la base de dos cuestiones principales:

1. En estos consejos populares existe una variedad de tipologías edificatorias que nos permite relacionar la información con más posibilidades.

2. A la vez estas zonas por sus características edificatorias tienen poca probabilidad de ser influenciadas por un descontrol elevado en sus tipologías en cuanto a subdivisiones del interior de las viviendas, y de crecimiento desproporcionado de su población.

En este trabajo hemos empleado subescenas de la imagen del satélite QuickBird en formato .jpg obtenidas a través del sitio web Google Earth Free del año 2009, pertenecientes a la banda pancromática con una resolución de 0,60 m. Además hemos utilizado para la georeferenciación de todas las subescenas el plano en formato digital de La Habana a escala 1:2000. Como parte de la información básica que procesaremos referente al volumen total de población, se ha utilizado la información de la Oficina Nacional de Estadística (ONE) del 2009. Como parte de la información básica que procesaremos referente al volumen total de población se ha utilizado la información que brinda la Oficina Nacional de Estadística (ONE), elaborada para la publicación del CD; «Población cubana de 2009», comprendida por datos al cierre del 31 de diciembre de 2008.

El volumen total de población por consejos populares, municipio Habana del Este (áreas seleccionadas), es el siguiente: Cojimar, 20 455; Antonio Guiteras, 23 452; Alamar Playa, 26 467; Alamar Este, 34 685; Alturas de Alamar, 32 263.

Procedimiento metodológico

La forma más confiable y exacta de extraer información de las imágenes utilizadas en este trabajo es mediante la clasificación visual, conocida también como interpretación visual, que está basada en la habilidad que presentan los humanos para relacionar tonos, colores y patrones espaciales que aparecen en una imagen con elementos del mundo real. Esta técnica se ha seleccionado debido a la gran complejidad para clasificar cubiertas de gran heterogeneidad espacial como es el caso del área urbana mediante algoritmos automáticos de clasifica-

ción. Ya que se trata de cubiertas donde se mezclan techos, aceras, asfaltos, jardines, espacios abiertos, espacios comerciales, industriales, viales y que no obstante sí se pueden discriminar por la interpretación visual mediante rasgos directos e indirectos que no son traducidos por clasificación digital como; localización, asociación, tamaño, texturas, formas, colores.

Por otra parte tenemos que trasladar la información expresada en superficies censales a otras unidades definidas por la homogeneidad residencial, que pueden asumir densidad de población diversa no obstante son de carácter constante en cada uno de estos sectores. Para ello seguiremos el método propuesto por Co-cero-Matesanz *et al.* (2006), en donde describen que varios autores exponen varios métodos de desagregación espacial proponiendo el uso de la información contenida en censos y otras fuentes análogas con el objetivo de modelar el patrón subyacente referido por la agregación de la información. Para ello varios autores exponen diferentes métodos de desagregación espacial proponiendo el uso de la información contenida en censos y otras fuentes análogas con el objetivo de modelar el patrón subyacente referido por la agregación de la información. Pueden citarse los trabajos de Tobler (1979), Langford-Unwin (1994) y Spiekermann-Wegener (2000). Este último plantea la posibilidad del empleo del uso del suelo, como elemento básico para asignar al territorio dividido en celdas la probabilidad de acoger eventos, en específico el de una variable sociodemográfica. Para su aplicación cada celda o píxel debe estar clasificado por dos atributos; la categoría del uso del suelo y el identificador de la unidad de agregación a que pertenece. Para cada evento este modelo asigna un peso en forma de número entero a cada una de las categorías del uso del suelo y por consiguiente a cada una de las áreas asociadas con la categoría en cuestión. Si se divide el peso de cada área por la suma total de los pesos de cada categoría de la unidad de agregación a la que pertenece, se obtiene la probabilidad de que las categorías del uso del suelo en estudio sea el destino de la variable analizada.

Siguiendo la línea de trabajo de estos autores luego se aplica el método estadístico de Monte Carlo, con el objetivo de distribuir la car-

ga total de la variable analizada a cada una de las áreas, de forma aleatoria, de acuerdo a la probabilidad de ocurrencia de las mismas. De esta manera las áreas no residenciales tendrían una probabilidad nula de contener la variable en cuestión (en este caso población) y por el contrario el resto de los espacios de los usos residenciales obtendrían una distribución aproximadamente proporcional a la probabilidad de contener la población, de acuerdo con la generación de números aleatorios, debido a que cada variable o carga unitaria de población sería ubicada en cada área por sorteo. Finalmente este procedimiento verifica a través del identificador de las unidades de agregación la capacidad de que la suma de las cargas correspondientes a una unidad de agregación sea correspondiente con la población total de la misma.

Siguiendo las líneas generales del método propuesto por Cocero-Matesanz *et al.* (2006), el procedimiento metodológico a seguir sería el siguiente:

1. Interpretación y delimitación de las tipologías edificatorias homogéneas.
2. Análisis de las densidades de población de las unidades espaciales identificadas.
3. Transferencia de la información desde las unidades censales a las áreas residenciales.

Resultados y discusión

Interpretación y delimitación de las tipologías edificatorias homogéneas

De acuerdo a la diferenciación espacial del área urbana, ya que se desarrollan actividades disímiles sobre un reducido espacio, la aplicación del Procesamiento Digital de Imágenes espaciales con estos fines es de uso reciente y depende en gran medida del área en estudio (ver Figura 1), la resolución espacial y espectral de la imagen con la cual se trabaja y el objetivo que se persigue.

La tipificación de la trama urbana se realizó apoyándonos en los criterios visuales clásicos que mencionamos anteriormente, entre ellos la sombra para la identificación y aproximación de la alturas de las construcciones, se obtuvo como resultado la delimitación de



Figura 1. Zonas de estudio. Habana del Este. Consejos populares.

una serie de polígonos que corresponden a una categoría de área residencial determinada.

Durante el proceso de interpretación nos hemos apoyado en una serie de documentos auxiliares como el mapa topográfico, el planimétrico, la información histórica del área y el trabajo de campo que nos permitió mejorar los criterios para la identificación. La digitalización se llevó a cabo en el programa Arcview 3.2.

Estas categorías fueron declaradas de acuerdo a la morfología de la cubierta urbanística a partir de lo interpretado en la imagen y el comportamiento generalizado de estas tipologías en el área de estudio. De esta manera fue confeccionado un catálogo de patrones para su comprensión. Un patrón espacial se refiere a la distribución espacial de los objetos (tanto naturales como contruidos), específicamente a la repetición de las formas, tonos, texturas dentro de un espacio determinado, que permite su localización e identificación (E. Mantilla, com. pers. 2008).

Descripción de los Patrones espaciales

Edificación Alta (Figura 2)

Descripción de la trama urbana

Edificios de entre 12 y 18 plantas, entre 2 y 3 escaleras por edificación, con apartamentos de calidad media-alta, de estilo moderno. Generalmente el primer piso está destinado a centros comerciales o espacios vacíos. Presentan áreas verdes alrededor, en ocasiones jardines.



Figura 2. Edificación Alta. Subescena de la imagen Quickbird.

Descripción del patrón

Se observan de forma rectangular y ordenada ocupando manzanas completas separadas por áreas verdes o vegetación. Los tonos varían en dependencia del material de recubrimiento de los techos que generalmente se identifican por su tonalidad de rojo. Se observa la sombra que proyectan, en dependencia de la altitud solar a la hora de la toma de la imagen.

Edificación Media (Figura 3)

Descripción de la trama urbana

Edificios de entre 3 y 5 plantas, entre 2 y 3 escaleras por edificación, con apartamentos de calidad media, de estilo moderno. Usualmente en la zona aparecen de forma contigua dos edificaciones, presentan separadores estrechos en algunos casos. Presentan jardines a su alrededor en ocasiones. La estructura vial es irregular, con calles estrechas y avenidas principales amplias.

Descripción del patrón

Se observan de forma rectangular en posiciones diversas ocupando espacios definidos por estructuras lineales, en algunos casos separadas por áreas verdes o vegetación media.



Figura 3. Edificación Media. Subescena de la imagen Quickbird.

Los tonos varían en dependencia del material de recubrimiento de los techos que generalmente se identifican por su tonalidad de blanco, gris y naranja. Se observa la sombra que proyectan, en dependencia de la altitud solar a la hora de la toma de la imagen.

Edificación baja (Figura 4)

Descripción de la trama urbana

Edificios de 2 plantas, entre 2 y 4 apartamentos por edificación, con apartamentos de



Figura 4. Edificación Baja. Subescena de la imagen Quickbird.

calidad media, de estilo moderno. En ocasiones, cambio de la morfología de la vivienda, por autoconstrucción, edificación de garajes, cercas, etc. Usualmente aparecen de forma contigua las edificaciones, sin separadores, con calles estrechas sin presencia de aceras.

Descripción del patrón

Se identifican por su forma semi-rectangular, sin la presencia de vegetación alrededor y de manera compacta. La sombra que proyectan es perceptible en menor proporción que edificios más altos. El color de la cubierta se aprecia en tonalidades del gris claro al blanco.

Unifamiliar Abierto (Figura 5)

Descripción de la trama urbana

Constituido por casas con buenas estructuras, compuesto por viviendas de 1 planta, grandes, de mampostería, con amplios separadores conformados por áreas verdes entre jardines y patios interiores extensos. Viales estructurados correctamente, y con presencia de aceras.

Descripción del patrón

Forma rectangular y ordenada, constituyendo manzanas compactas separadas por calles adecuadas para conformar un patrón en forma de maya. Los tonos varían en dependencia del



Figura 5. Unifamiliar Abierto. Subescena de la imagen Quickbird.

material de recubrimiento de los techos que van desde el gris, blanco, naranja y es evidente el contraste con el verde de la vegetación.

Unifamiliar Denso (Figura 6)

Descripción de la trama urbana

Constituido por casas de calidad inferior, compuesto por viviendas de 1 y 2 plantas, pequeñas, de mampostería y madera, contiguas, sin separadores. Amplia presencia de viviendas reformadas por autoconstrucción. Viales en malas condiciones, con poca presencia de aceras. Calles estrecha. Inexistencia de áreas verdes, que solo se concentran en algunos patios de tamaño pequeño.

Descripción del patrón

Se observan de forma compacta, con variada morfología en cuanto a su configuración geométrica. Escasas tonalidades de cobertura vegetal. Los tonos varían en dependencia del material de recubrimiento de los techos que generalmente se identifican por su tonalidad de blanco, gris y naranja. Se aprecian algunos espacios vacíos. La sombra que proyectan es casi imperceptible.

El resultado de este procedimiento para el conjunto de la zona de estudio, fue un total de 5 categorías de áreas residenciales; Edifica-



Figura 6. Unifamiliar Denso. Subescena de la imagen Quickbird.

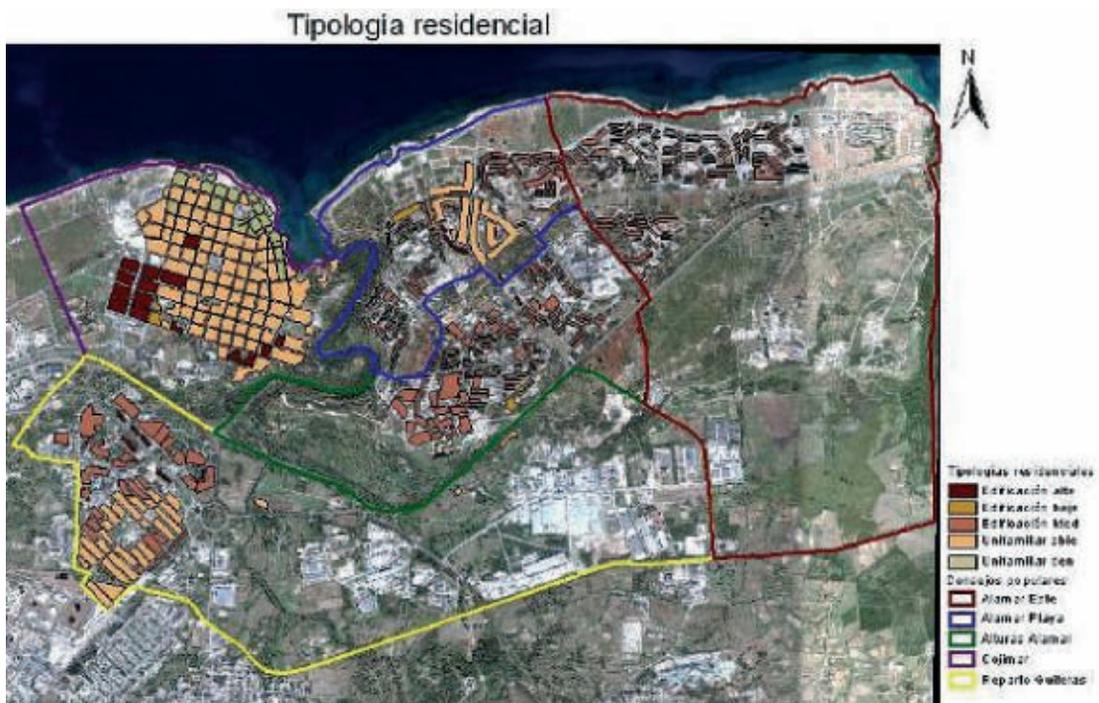


Figura 7. Clasificación visual de la tipología de la trama urbana. Consejos populares seleccionados.

ción Alta, Edificación Media, Edificación baja, Unifamiliar denso y Unifamiliar abierto (ver Figura 7).

Análisis de las densidades de población de las unidades espaciales identificadas

En primera instancia, para determinar la densidad demográfica entre las diferentes tipologías edificatorias existentes en el área, hay que analizar la diferenciación presente en la zona urbana en cuestión. Con la descripción de los patrones anteriormente desarrollados podemos apreciar las diferentes características entre cada una de las tipologías.

En la aplicación de este procedimiento metodológico es esencial la evaluación de la capacidad de cada zona para albergar diferente volumen de población, ya que conforma la base del método definido para evaluar la probabilidad o peso de la desagregación relativa en cada trama urbana identificada. De manera general podemos considerar cada una de estas tipologías identificadas como homogéneas, desde el punto de vista de sus características

morfológicas como de su altura, por lo que podemos suponer que la densidad de población es similar, considerando un margen de error permisible. Teniendo en cuenta que no necesitamos calcular la densidad de población con exactitud, sino disponer de un índice capaz de medir o comparar las distintas tipologías existentes con respecto a la variable volumen de población. Para ello hemos seleccionado espacios de muestreo (ver Figura 8), en cada una de las unidades espaciales clasificadas; para comprobar en trabajo de campo y contar *in situ* la cantidad de viviendas construidas en estos espacios.



Figura 8. Espacios de muestreo correspondientes a cada tipología identificada.

Tabla 1. Densidad de viviendas por espacios de muestreos. Fuente: elaboración propia

Trama Urbana	Superficie (ha)	Número de viviendas	Número de viviendas/(ha)
Reparto Antonio Guiteras			
Edificación Alta	0.63	198	314.3
Edificación Media	1.20	105	87.5
Unifamiliar Abierto	1.40	20	14.3
Cojimar			
Edificación Media	1.67	94	287.4
Edificación baja	1.00	35	35
Unifamiliar Denso	1.16	24	20.7
Unifamiliar Abierto	1.07	15	14.01
Alturas de Alamar			
Edificación Alta	0.25	198	4
Edificación Media	0.65	120	184.6
Edificación baja	0.80	18	22.5
Unifamiliar Denso	0.45	8	17.8
Unifamiliar Abierto	0.55	3	5.5
Alamar Playa			
Edificación Alta	0.16	135	843.7
Edificación Media	0.39	120	307.7
Edificación baja	1.01	30	29.7
Unifamiliar Abierto	0.33	12	36.4
Alamar Este			
Edificación Media	0.42	90	214.3
Edificación baja	0.13	4	30.7
Unifamiliar Denso	0.19	7	36.8
Unifamiliar Abierto	0.67	3	4.5

Con ello se estimará la densidad de viviendas por unidad de superficie en cada zona, para aproximarnos a la potencialidad relativa de su capacidad de asimilación (Tabla 1).

Transferencia de la información desde las unidades censales a las áreas residenciales

Para la transferencia de la distribución del volumen de población, no se realiza de forma proporcional a la superficie, sino de manera ponderada a la densidad demográfica de cada área, de acuerdo a la tipología edificatoria correspondiente.

A partir de la base espacial de cada trama urbana obtenida anteriormente, corresponde determinar la superficie total de cada una respectivamente, con ello se comprueba que la de-

finición de densidades de población obtenida es correcta. Por lo que verificamos que el volumen total de población de cada consejo popular es la suma de los productos parciales de la superficie de cada trama urbana por su densidad demográfica. Con este planteamiento tendríamos que evaluar las siguientes consideraciones:

- Teniendo un conjunto de categorías de tipologías de tramas urbanas llamadas A.
- Los valores de densidades de vivienda de cada trama urbana homogéneas; D.
- La superficie de cada tipología urbana identificada; S.

Los valores de las densidades de vivienda de cada tipología urbana (D) deberían satisfacer la ecuación lineal que muestre la correspondencia entre la población de cada unidad administrativa censal (P) y la suma de las poblaciones de cada categoría urbana que la

Tabla 2. Superficie total ocupada por cada tipología edificatoria. Densidad de habitantes por cada trama urbana Fuente: elaboración propia

Trama Urbana	Superficie (ha)	Número de habitantes/ha
Antonio Guiteras		
Edificación Alta	1.5	3406,69
Edificación Media	27	17072,18
Unifamiliar Abierto	28.8	2973,11
Cojimar		
Edificación Media	18.3	7595.10
Edificación Baja	1.5	387.11
Unifamiliar Denso	15.9	2425.61
Unifamiliar Abierto	97.2	10047.19
Alturas de Alamar		
Edificación Alta	0.2	722,11
Edificación Media	35.6	29961,62
Edificación Baja	14.4	1477,04
Unifamiliar Denso	1.2	97,25
Unifamiliar Abierto	0.2	4,97
Alamar Playa		
Edificación Alta	0.8	2366,85
Edificación Media	19.9	21470,27
Edificación Baja	1.5	156,22
Unifamiliar Abierto	19.4	2473,64
Alamar Este		
Edificación Media	28.7	34600,62
Edificación Baja	0.07	12,11
Unifamiliar Denso	0.3	62,18
Unifamiliar Abierto	0.4	10,07

integran, por lo que necesitamos suponer un coeficiente k para obtener el valor medio de habitantes por vivienda en cada trama de vivienda. Con ello podemos plantear la siguiente ecuación:

$$P_i = \sum_{j=i}^{j=n} [NDkS] \quad [1]$$

La ecuación aquí planteada de forma teórica es difícil de conseguir, debido a que supone la existencia de una solución única al sistema de ecuaciones lineales, pero si se considera la búsqueda de la solución por tanteo resultaría más operativo. Considerando la obtención de la sumatoria del total de viviendas de cada una de las tramas urbanas homogéneas (D); calculadas a partir de la superficie total de cada trama (S), y el número de viviendas contadas «in situ» (N) en las áreas de muestras (A), podemos determinar, de conjunto con la población total del consejo, el índice de población

por vivienda (k). Posteriormente sobre el supuesto de que k fuera establecida como constante en cada una de las tipologías edificatorias respectivamente, nos centraríamos en distribuirla por total de viviendas en cada trama obtenida (Tabla 2).

Y finalmente podemos observar la distribución del volumen de población por unidades edificatorias homogéneas en la trama urbana en la Figura 9.

Conclusiones

El método aplicado confirma posibilidad de desagregar variables socio demográficas de la información censal, en este caso hemos tratado solamente el volumen de población pero puede generalizarse a otras variables, a partir del empleo de los usos del suelo y diferencia-

SALVATIERRA, H. C. (2006): Evaluación estadística de patrones radiométricos para la determinación del crecimiento urbano. Mendoza, Argentina. Ponencia. Mendoza, Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Filosofía y Letras. Instituto de Geografía. Consulta: 30 abril 2012. Disponible en: <http://bdigital.uncu.edu.ar/1530>.

SOLÉ, L., & SERRA, P. (1991): Morfología urbana del área metropolitana de Barcelona en dos imágenes thematic mapper. *Estudios Territoriales. Instituto del Territorio y Urbanismo*, Barcelona, España, no. 36: 215-242.

Caso práctico

Clasificación de materiales geológicos en la superficie de la luna Europa de Júpiter

I. Ordóñez Etxeberria y V. Caselles Miralles

Departamento de Física de la Tierra y Termodinámica. Facultad de Física de la Universidad de Valencia. Dr. Moliner, 50. 46100 Burjassot

Resumen

A partir de las imágenes obtenidas por la misión Galileo de la superficie de la luna Europa de Júpiter, se ha realizado una clasificación de materiales geológicos sobre la región del cráter Tyre. Estas imágenes fueron tomadas por los instrumentos SSI (Solid State Imager) y NIMS (Near-Infrared Mapping Spectrometer) y aportaron información multiespectral e hiperspectral del hielo de esta luna y los materiales que lo componen. La metodología aplicada ha consistido en técnicas de Spectral Mixture Analysis, resolviendo la separación de materiales mediante el algoritmo Vertex Component Analysis, y permitiendo así identificar la participación de cada componente geológico en un mismo píxel. Los resultados, que han combinado una alta resolución espacial y espectral, muestran una diferenciación espacial entre cada uno de los valores propios propuestos.

Palabras Clave: clasificación geológica, Galileo, cráter Tyre, Europa, Júpiter, NIMS, SSI, Spectral Mixture Analysis, Vertex Component Analysis.

Abstract

Classification of geological materials on the surface of Jupiter's moon Europa

From the images captured by the Galileo Mission of the surface of Jupiter's moon Europa, a classification of geological materials on the Tyre crater region has been obtained. These images were taken by the SSI (Solid State Imager) and NIMS (Near-Infrared Mapping Spectrometer) instruments, and provided multispectral and hyperspectral information of this moon ice and its component materials. The methodology has consisted of Mixture Spectral Analysis techniques, solving the separation of materials by the Vertex Component Analysis algorithm, allowing to identify the contribution of each geological component in the same pixel. The results, which have combined high spatial and spectral resolution, exhibit a spatial differentiation between each of the endmembers given.

Key words: Geological classification, Galileo, Tyre crater, Europa, Jupiter, NIMS, SSI, Spectral Mixture Analysis, Vertex Component Analysis.

Introducción

Nuestro sistema solar tan sólo contiene ocho planetas, pero en torno a seis de ellos giran lunas, multitud de lunas, en la actualidad se conocen más de trescientas. Cada una de ellas es

un pequeño mundo, y en muchos aspectos son más llamativos que los planetas que orbitan.

Júpiter, y sus decenas de lunas, conforman uno de los sistemas más interesantes y diversos de los que se conocen en el sistema solar. Y su luna Europa, objeto de estudio en el pre-

* Autor para la correspondencia: iore@alumni.uv.es y vicente.caselles@uv.es.
Recibido: 30-09-13; Aceptado: 20-11-13.

sente trabajo, con su superficie helada y su océano de agua, es uno de los objetos celestes que más curiosidad despierta en la comunidad científica.

Desde el inicio de la era espacial han sido varias las misiones que han visitado el sistema joviano, como las Pioneer 10 y 11, Ulysses, Cassini-Huygens y New Horizons. Sin embargo las misiones que han aportado información más relevante de Europa han sido las misiones Voyager y la misión Galileo, destacando esta última por la resolución tanto espacial como espectral conseguida en la captura de sus imágenes.

Los objetivos de la misión Galileo cubrían tres aspectos importantes referentes al sistema de Júpiter: estudiar la atmósfera del planeta, sus satélites y sus magnetosfera (Johnson *et al.*, 1985). Tras su paso en repetidas ocasiones por el planeta y las cuatro lunas principales de éste, la actividad del orbitador Galileo terminó el 21 de septiembre de 2003. Finalizó así una misión que, a pesar de sus problemas técnicos, aportó valiosísima información para entender el sistema de Júpiter y sus lunas.

Desde entonces diversos trabajos han analizado los datos recibidos desde Galileo, y se han dado pasos para entender el funcionamiento y composición geológica de Europa. Esta heterogeneidad de materiales se puede apreciar en la Figura 1, en la que se muestra esta luna representada en color verdadero y en falso color.

En este sentido, diversos artículos han abordado la cartografía de las distintas unidades geológicas y geomorfológicas de Europa, destacando los trabajos de Prockter *et al.* (1999) y Figueredo y Greeley (2000), y el más completo de Figueredo y Greeley (2003), en el que se recoge la cartografía transversal de Europa de los dos hemisferios significativos de esta luna, el frontal y el posterior, con la cartografía de una banda para cada uno de éstos. En ambos casos, la historia geológica en los dos hemisferios es prácticamente similar.

Por otro lado, estos trabajos han aportado multitud de pruebas que demostrarían la existencia de un océano de agua líquida bajo la fina corteza de hielo de Europa, además de explicar la formación y origen de diversas estructuras geomorfológicas sobre la superficie.

Además, el número de cráteres que se han observado sobre la superficie es escaso, si lo com-

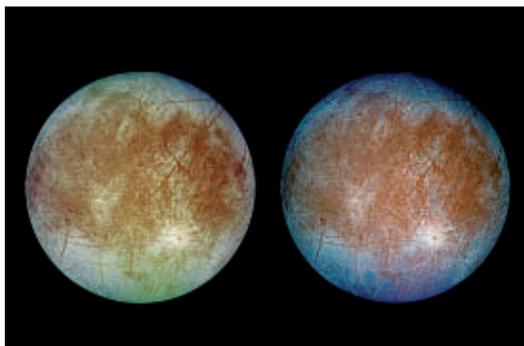


Figura 1. Dos imágenes del hemisferio posterior de Europa. La imagen de la izquierda muestra la superficie de esta luna en color verdadero, y la de la izquierda en falso color (violeta, verde e infrarrojo). Fuente: NASA.

paramos con la presencia de éstos en otros cuerpos rocosos del sistema solar. Este reducido número de cráteres se considera uno de los factores determinantes para datar la edad de la actual superficie de Europa, fijándose así en alrededor de 50 millones de años de media (Pappalardo *et al.*, 1999), si bien se da por hecho que algunas regiones son más jóvenes, como áreas de bandas (menos de 1 millón de años según el trabajo de Nimmo *et al.* (2003)), y zonas de caos. En la Tabla 1 se muestran algunas características de los principales cráteres de Europa.

La presencia de este océano de agua líquida bajo la fina capa de hielo, de apenas una decena de kilómetros, viene justificada por algunas características orográficas del terreno. Así, los cráteres de impacto con múltiples anillos (el caso de Tyre o Callanish) sugerirían una penetración en una capa superficial de baja viscosidad, insinuando la presencia de agua líquida a una profundidad de entre 6 y 40 km (Pappalardo *et al.*, 1999).

Del mismo modo, la presencia de domos, manchas y estructuras lenticulares parecen deberse también a procesos de convección térmica. Así como los diapiros de hielo que determinan la formación de crestas y zonas de caos, se generan en zonas más profundas con presencia de agua líquida. Todo ello justificando, desde el punto de vista morfológico, la presencia de este océano de agua en Europa bajo la capa de hielo superficial (Greeley *et al.*, 1998).

Por otra parte los trabajos de Dalton *et al.* (2005), Shirley *et al.* (2010) y Orlando *et al.* (2005) han aportado similitudes entre los ma-

Tabla 1. Localización, diámetro y profundidad de los mayores cráteres de Europa (Moore *et al.*, 2001)

Cráter	Latitud (° N)	Longitud (° W)	Diámetro (km)	Profundidad (km)
Maeve	58	75	20,44	0,92-1,68
Manannán	3	240	21,77	0,95-1,82
Pwyll	-25	271	23,7	1,00-2,03
Taliesin	-23	137	27,7	1,16-2,31
Tegid	0,5	164	28,43	1,23-2,29
Callanish	-16	334	29-47,3	1,23-3,62
Tyre	34	146	43-44	1,86-3,33

Tabla 2. Materiales de la superficie de Europa y porcentaje de éstos según área, a partir del trabajo de Shirley *et al.* (2010)

Componente	Llanuras (%)	Caos (%)	Llanuras con bajo albedo (%)
Hielo de agua	45	23	9
Ácido sulfúrico hidratado	35	35	29
Hexahidrita	10	13	11
Mirabilita	9	12	17
Bloedita	2	17,1	9
Sulfato de magnesio	0	0	16

teriales analizados en laboratorio, reproduciendo las condiciones de la superficie de Europa, con las características espectrales de las imágenes capturadas por la misión Galileo.

La mineralogía de Europa se caracteriza así por la presencia en su superficie de hielo de ácido sulfúrico hidratado y sales de sulfatos hidratados.

Las mejores coincidencias espectrales se han dado para combinaciones de sales de magnesio y sodio tratadas en laboratorio (Dalton *et al.*, 2005), como el sulfato hexahidratado ($MgSO_4 \cdot 6H_2O$), sulfato undecahidratado ($MgSO_4 \cdot 11H_2O$), la epsomita ($MgSO_4 \cdot H_2O$), la bloedita ($Na_2Mg(SO_4)_2 \cdot 4H_2O$) y la mirabilita ($Na_2SO_4 \cdot 10H_2O$). También hay similitudes con el ácido sulfúrico hidratado ($H_2SO_4 \cdot 8H_2O$) y el sulfato de sodio (Na_2SO_4) [Shirley *et al.* (2010) y Orlando *et al.* (2005)].

En el trabajo de Shirley *et al.* (2010) se describe la composición del hielo superficial para las zonas seleccionadas en su estudio. Así, las llanuras atravesadas por un entramado de grietas parecen componerse de un 46% de agua, un 27% de ácido sulfúrico hidratado y otro porcentaje similar de sales hidratadas, como se recoge en la Tabla 2.

En las regiones donde el albedo es menor, las sales hidratadas son el mayor componente de la superficie, con un 62% de presencia, seguido por el ácido sulfúrico en un 27% y una escasa participación del 10% de agua en forma de hielo. Esta correlación mineralógica con las formaciones geológicas es también desarrollada en los trabajos de Carlson *et al.* (2005) y Dalton *et al.* (2005).

En el estudio de Shirley *et al.* (2010) también se encontraron mayores concentraciones de ácido sulfúrico en dirección del hemisferio posterior de Europa, y menores en el hemisferio frontal.

Área de estudio y datos usados

Para el desarrollo práctico de este trabajo se ha seleccionado un área de interés sobre la superficie de Europa que permite un análisis espectral de las imágenes obtenidas por la misión Galileo. En este sentido, se ha escogido una región que dispone de imágenes para los dos sensores de interés en este proyecto, SSI (Solid State Imager) y NIMS (Near-Infrared Mapping Spectrometer).

Así, el área seleccionada ha sido el cráter Tyre, situado en la posición 34° N, 146° W, que ubica imágenes a gran resolución para ambos instrumentos. Tyre es el cráter más grande y de mayor profundidad que podemos encontrar sobre Europa (Tabla 1) y muestra una morfología distinta a la del resto de cráteres de esta luna, si exceptuamos las formas similares que se han encontrado en el cráter Callanish.

Su principal característica es que muestra una serie de grandes anillos concéntricos alrededor del impacto. Estos anillos, y según se apunta en el trabajo de Moore *et al.* (1998), pueden ser explicados si se considera una capa de hielo más fina que en otros entornos, de entre 10 y 15 km de grosor, y si ésta se apoya sobre un material de menor viscosidad, probablemente agua.

El diámetro del anillo más externo es de 125 km y el anillo interior más reconocible tiene un diámetro de 30 km. La distancia entre los anillos es típicamente de entre 5 y 7 km. Los anillos individuales suelen ser muy estrechos, de alrededor de 1 km, aunque a veces se duplican como en el noroeste de Tyre.

Más allá de este campo de anillos, se puede observar una serie de pequeños puntos en todas las direcciones que se vuelven menos numerosos con la distancia al cráter, y que se interpretan como cráteres secundarios creados por el impacto en la formación del cráter principal Tyre.

Cámara principal SSI

Con un peso de 29,7 kilogramos, el instrumento SSI consistía en una cámara de 1500 mm de distancia focal, con un sensor CCD de 800 x 800 píxeles que le permitía tomar imágenes a alta resolución espacial en los diferentes encuentros con algunos de los satélites de Júpiter. La resolución mínima de sus imágenes fue de 1 km/px, aunque en algunas áreas se consiguieron resoluciones que permitieron distinguir objetos menores de 10 metros. El campo angular (FOV) era de 8,1 mrad.

El rango espectral al que era sensible iba de los 350 a 1100 nm, lo que le suponía una sensibilidad mucho mayor que la de los equipos transportados por las misiones Voyager. La re-

Tabla 3. Características espectrales de los filtros de SSI (Belton *et al.*, 1992)

Filtro	Longitud de onda (nm)	Ancho de banda (nm)
Clear	611	440
Violet	404	45
Green	559	65
Red	671	60
«Methane» (7270)	734	10
«Continuum»	756	19
«Methane» (8890)	887	16
«Infrared»	986	50

solución radiométrica del sensor era de 8 bits y la óptica de la cámara estaba construida como un telescopio de tipo Cassegrain (reflector).

Las imágenes de SSI están disponibles en formato Raw Experiment Data Record (REDR), a un tamaño de 800 x 800 píxeles, y una resolución radiométrica de 8 bits.

El sensor SSI, en la órbita E14, es el que mejores imágenes obtuvo de esta región. Disponemos de 15 imágenes, con pequeñas porciones de solape entre ellas, que permiten su unión para formar una representación del área completa del cráter Tyre (Figura 2). La resolución espacial de este conjunto de imágenes es de 170 m/px, y fueron capturadas en modo CLEAR, a una longitud de onda centrada en los 611 nm (Tabla 3).

Espectrómetro en el infrarrojo cercano NIMS

En relación a los satélites del sistema joviano, este instrumento hiperspectral tenía como objetivo principal caracterizar la distribución de los diferentes minerales sobre la superficie de éstos.

Su resolución espacial era menor que en el caso del instrumento SSI, alcanzando resoluciones de entre 5 y 30 km/px para los satélites Europa, Ganímedes y Calisto. En el caso de Ío, las resoluciones conseguidas con este equipo fueron de 120 a 600 km/px. El rango espectral cubierto por NIMS iba de los 0,7 a 5,2 μm , coincidiendo en parte con el rango de longitud de onda de SSI.

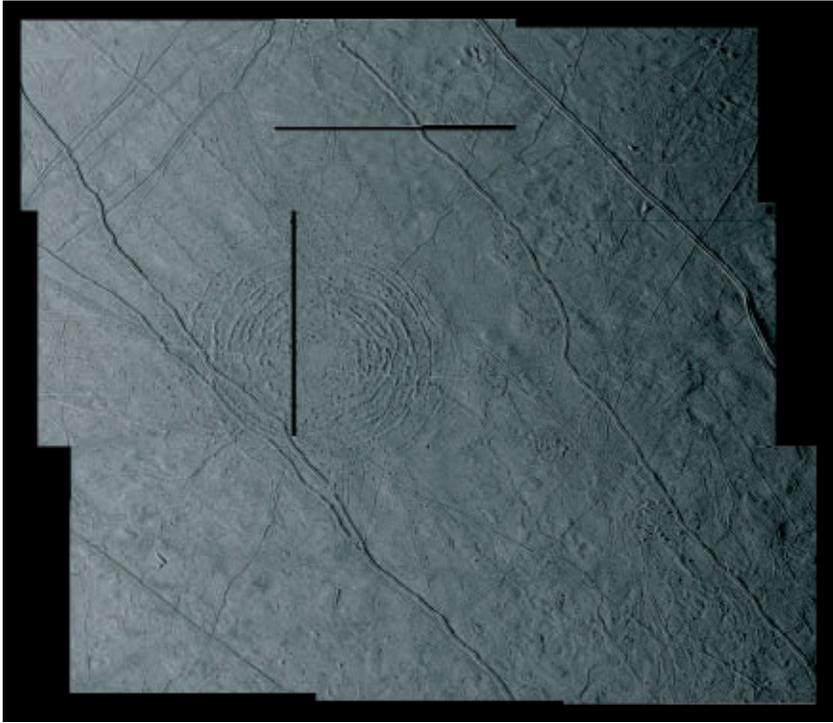


Figura 2. Mosaico formado por las imágenes SSI en la órbita E14, sobre el área del cráter Tyre. En este mosaico han participado 15 imágenes en total. La resolución espacial de esta imagen es de 170 m/px.

Para la clasificación de materiales superficiales se ha seleccionado la imagen catalogada con el nombre G7E004CI, que corresponde por su nomenclatura a la cuarta imagen tomada en la séptima órbita a su paso por Ganímedes.

G7E004CI consiste en una imagen de 66×77 píxeles, con 360 bandas espectrales, que en un principio recogían los datos desde los 0,7 a 5,2 μm . La resolución espacial es de 5,877 km/px, lo que supone una diferencia importante respecto a las anteriores imágenes capturadas por SSI.

En el caso de la imagen G7E004CI, estos datos han sido remuestreados y proyectados para un mismo punto de observación en la transformación de esta información a una imagen cúbica. Además, al tratarse de una imagen con valores de reflectividad, también se realizó un proceso previo de conversión a partir de los valores de radiancia.

En nuestra imagen, a pesar de disponer a priori de 360 bandas, a partir de la banda 150, esto es en los 2,7 μm de longitud de onda, y como se puede observar en la Figura 3, la señal obtenida es prácticamente ruido debido a la ra-

diación proveniente de Júpiter. Así, en lo que respecta a la parte práctica de este trabajo, se han seleccionado exclusivamente las 150 primeras bandas de la imagen G7E004CI.

La extensión del fichero de la imagen descargada del repositorio del United States Geological Survey (USGS), es QUB que corresponde a un formato de datos y arquitectura de tipo VAX REAL de 32 bits. Por lo tanto, previamente se han convertido los datos de la arquitectura VAX a IEEE, transformando el archivo QUB original al formato CUB, usado este último de manera generalizada para los datos de otras misiones espaciales diferentes a Galileo.

En ambos archivos, tanto QUB como CUB, la información de los metadatos de la imagen se ubica en la cabecera del fichero.

Así, para la obtención de los datos de la imagen G7E004CI, se ha decidido transformar éstos en formato RAW binario, usando los comandos específicos del software ISIS del USGS en su versión 2. Con el resultado se ha accedido a los datos RAW binarios, exportándolos posteriormente al formato TIF para ha-

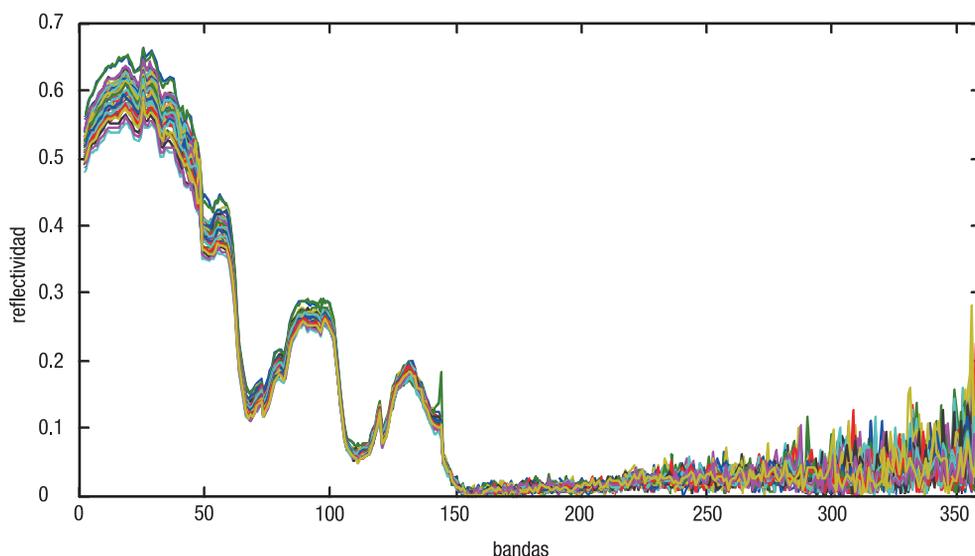


Figura 3. Valores de reflectividad recogidos por banda, para cada uno de los píxeles.

cerlos accesibles a la generalidad de los programas de manipulación y tratamiento de imágenes.

Por último los píxeles negros en la imagen corresponden a valores sin datos (NaN), identificados en los datos RAW por el valor $-3,402822 \times 1038$, y condicionando aún más el volumen de información disponible para esta área.

Así, de los 5082 píxeles de los que disponemos en la imagen, para cada una de las bandas, tan sólo se ha podido contar con 3676, es decir, el 72% de la cobertura de la imagen. Esto hace un total de cerca de 127.000 km² disponibles para la clasificación de materiales.

El acceso a las imágenes recopiladas por los dos sensores, se ha realizado mediante la página *Galileo Online Data Volumes*, gestionada por el Jet Propulsion Laboratory (JPL) y el USGS y la NASA.

Metodología

La aplicación de la metodología en este proyecto se ha centrado en el tratamiento de la imagen hiperespectral proveniente del sensor NIMS.

En lo que respecta a las imágenes de mejor resolución espacial del sensor SSI, su tratamiento tan sólo ha consistido en determinar su ubicación sobre la superficie de Europa, con

el objetivo de disponer de una región amplia, que permita localizar y representar los resultados de la clasificación de la imagen NIMS.

Así, las imágenes SSI no han soportado ningún proceso de análisis ni tratamiento radiométrico para ser usadas en este proyecto.

De este modo, y en cuanto a la metodología se refiere, el objetivo de este trabajo es clasificar y determinar la abundancia de los diferentes materiales que componen la superficie de Europa sobre el área del cráter Tyre, analizando la imagen hiperespectral G7E004CI del sensor NIMS.

Hay algunos factores que condicionan la selección de la metodología a aplicar. Por un lado, se trata de identificar materiales superficiales de los que no se dispone ninguna muestra de campo. Es decir, la única información con la que contamos para determinar la naturaleza de estas superficies deriva del análisis que diferentes equipos de investigación han realizado de los datos provenientes de las misiones a Europa.

Por otro lado, tampoco existe una caracterización espacial de los materiales propuestos en los diversos trabajos consultados, si exceptuamos el planteamiento de Shirley *et al.* (2010) y que se ha mostrado ya en la Tabla 2.

Ambos condicionantes, la inexistencia de muestras de campo, y la imposibilidad de ubicar espacialmente los diferentes materiales, nos imponen la selección de la metodología a apli-

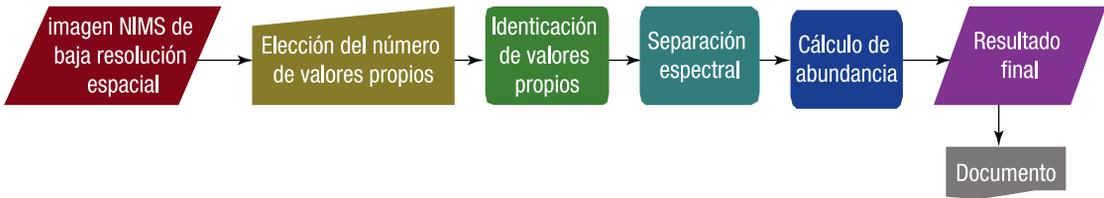


Figura 4. Esquema del flujo de trabajo aplicado en la metodología del proyecto.

car. En este caso, el método escogido ha sido emplear una clasificación no supervisada enmarcada dentro de las técnicas de *Spectral Mixture Analysis* (SMA).

Este método SMA permite diversas aplicaciones, algunas muy interesantes, como la detección de objetivos concretos a nivel subpíxel, el análisis multitemporal de las superficies, y la clasificación de cultivos y materiales geológicos (Camps-Valls *et al.*, 2011). Esto último, objeto de estudio en este trabajo.

Spectral Mixture Analysis

El diseño del instrumento NIMS, permitió la captura de imágenes a alta resolución espectral, cubriendo el rango de 0,7 a 5,2 μm en hasta 408 bandas diferentes. Sin embargo, la alta resolución espectral se consigue a costa de resolución espacial, debido fundamentalmente a limitaciones técnicas, y los píxeles resultantes son espacialmente toscos.

Para resolver este problema se usa la técnica de *Spectral Mixture Analysis* (o *Spectral Unmixing*), que identifica los píxeles más puros (valores propios o *endmembers*), y estima su proporción y abundancia para cada uno de los materiales.

Diversidad de materiales

El primer paso a dar, cuando se trata de aplicar técnicas de SMA, es definir el número de materiales puros diferentes que podemos encontrar sobre el área de estudio.

Existe cierto consenso en lo que respecta al número de materiales que se pueden encontrar en esta luna, aunque su naturaleza aún no se ha resuelto definitivamente. En todo caso, en los trabajos de McCord *et al.* (2010) y Dalton *et al.*

(2005) se reduce el número de patrones espectrales a 5, uno para el hielo de H_2O , y cuatro más para diferentes composiciones de sales y ácidos hidratados.

Este mismo criterio se ha seguido también en el estudio de Clark *et al.* (1998), apuntando que no se han encontrado evidencias de más de un valor propio diferente al del hielo de H_2O , subrayando que éste no consistiría en un material puro, sino en la mezcla a diferentes proporciones de diversas sales hidratadas y ácido sulfúrico.

Por tanto, en lo que respecta al número de valores propios definidos para el área de estudio, limitamos la variedad de éstos a 5 patrones espectrales diferentes.

Vertex Component Analysis

El modelo escogido para resolver la clasificación de este proyecto ha sido el *Vertex Component Analysis* (VCA), siguiendo las pautas del algoritmo propuesto en el artículo de Nascimento y Bioucas Dias (2005).

El modelo VCA trata de separar espectralmente y de manera lineal los vectores mezcla de la imagen en sus correspondientes valores propios.

Consiste en un algoritmo no supervisado, cuyas principales características son que los valores propios a determinar corresponden a los vértices de una figura geométrica simplex (en nuestros caso, con 5 valores propios resultaría un pentácoron), y que la transformación afín de un simplex resulta en otro simplex.

Los valores propios se caracterizan secuencialmente de manera iterativa, proyectando los datos en una dirección ortogonal al subespacio anteriormente creado, repitiendo el proceso tantas veces como número de *endmembers* señalado.

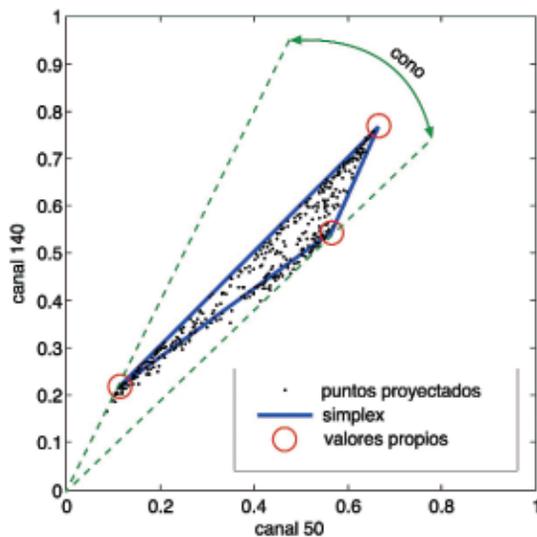


Figura 5. Gráfico de dispersión de los canales 140 y 50, ya proyectados, con la proyección en 2 dimensiones de un simplex de 3 vértices. Para este gráfico se han usado los datos de la imagen G7E004CI, señalando la identificación de 3 valores propios.

Los valores de cada uno de estos *endmembers*, se almacenan en una matriz A , de tamaño $b \times n$, siendo b el número de bandas seleccionado (150 en este trabajo) y n , el número de valores propios escogido, en nuestro caso $n = 5$.

Determinación de la abundancia

La abundancia, se calcula como una inversión por técnicas de regresión de manera que se obtiene así una estimación de la mezcla de materiales.

En nuestro caso, se resuelve el problema de mínimos cuadrados con la matriz pseudoinversa Moore-Penrose, de tal modo que realizamos el cálculo de ésta, sobre la matriz de valores propios A devuelta en el anterior proceso.

Finalmente el resultado será una matriz de $n \times p$ dimensiones, siendo p el número de píxeles de cada una de las bandas de la imagen.

Resultados

Tras aplicar el SMA sobre las imágenes hiperespectrales, usando el algoritmo VCA des-

crito anteriormente, se han obtenido diferentes mapas de abundancia de materiales.

Sin embargo, para mejorar la visibilidad de los resultados, y con el fin de ubicar éstos en función de las características geomorfológicas del terreno, se ha realizado un mosaico de las imágenes capturadas por el sensor SSI para el área del cráter Tyre, sobre el que se han superpuesto los mapas resultantes.

En lo que respecta a la naturaleza de las superficies clasificadas, aunque como se ha mencionado, en algunos trabajos se han muestreado materiales que se suponen en la superficie de Europa, caracterizando su señal espectral en las mismas condiciones de presión y temperatura que se dan en esta luna (Dalton *et al.*, 2005), en este trabajo se ha preferido omitir la comparación con éstas ya que los mismos textos advierten de su consideración hipotética, a falta de obtener muestras de campo que validen estos estudios.

Por lo tanto, la nomenclatura de cada una de las clases obtenidas en este trabajo, ha consistido en numerar el material resultante en función del número de su valor propio representante.

Primeramente se ha realizado un análisis de componentes principales, con el fin de reducir la dimensionalidad y realizar una primera lectura de la distribución de ácidos y sales en la imagen.

El resultado de la segunda componente principal, que se puede observar en la Figura 6, separa las áreas de mayor concentración de sales y ácidos del mismo modo que el señalado en el trabajo de Fanale *et al.* (2000), en el que este análisis se usa como modelo para la distribución de la saturación de materiales.

Así, este resultado del ACP, y tomando como pauta en anterior artículo citado, nos señala la identidad de uno de los materiales obtenidos tras aplicar el algoritmo VCA a los datos de hiperespectrales de NIMS.

Posteriormente, se ha aplicado el algoritmo VCA para identificar el porcentaje de materiales en la escena, indicando la concentración de cada uno de los materiales seleccionados, en cada punto de la imagen. En la Figura 7 se muestran los resultados proyectados sobre el mosaico realizado con las imágenes SSI.

Al aplicar el algoritmo directamente sobre la imagen G7E004CI, para cada uno de los valores propios escogidos, se muestran las áreas

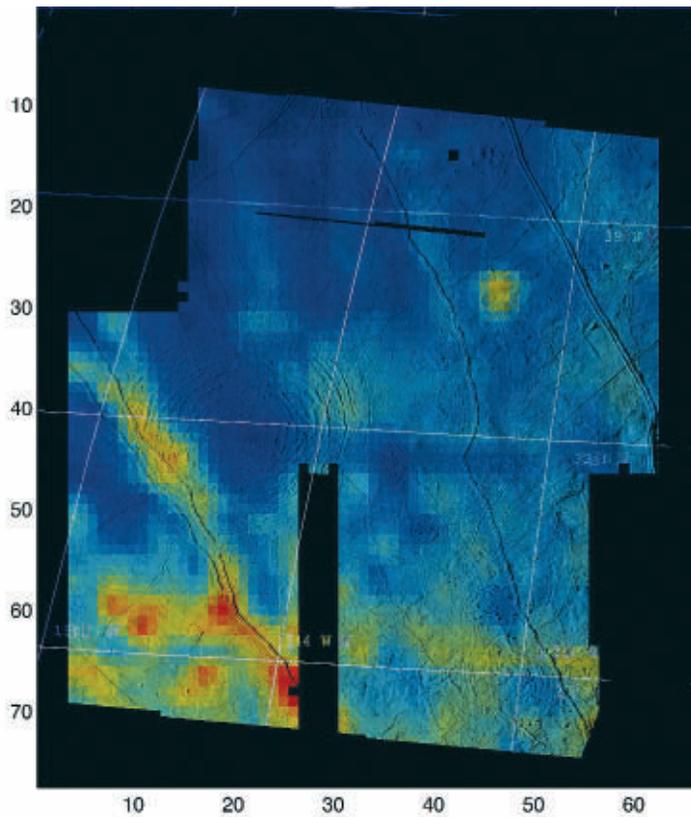


Figura 6. Segunda componente principal al aplicar el ACP.

de mayor concentración con tonos más oscuros, y más claros en los puntos donde la presencia de ese material es más escaso.

El valor propio correspondiente al material 1, que es coincidente con el resultado de la segunda componente del ACP (Figura 6), responde a la respuesta en función de la mayor o menor concentración de sales sobre el hielo de H_2O , teniendo en cuenta los resultados del trabajo de Fanale *et al.* (2000) y las descripciones espectrales de Dalton *et al.* (2005).

De esta forma, este primer material resume mejor que ningún otro la característica mineralógica principal de la superficie de Europa, esta es, la concentración de sales y ácidos sobre el hielo de agua. Representa pues la distribución de la pureza del hielo sobre la superficie estudiada.

Por lo tanto, y como se puede observar en la Figura 7(a), la menor concentración de sales y ácidos se da en las regiones más al norte de la imagen.

De igual modo destaca la saturación del resto de valores propios en las alineaciones del

suroeste y sur del cráter Tyre, junto a las dos crestas que discurren de forma casi paralela al cráter y que terminan por unirse, y una alineación que atraviesa la región sur de este a oeste, aunque en este último caso de manera menos acentuada.

Por último, se puede apreciar también una concentración alta del resto de materiales sobre una formación lenticular, al noreste de la escena.

Abundancia de materiales

Tomando por lo tanto, como referente de la concentración de materiales diferentes al hielo de H_2O la Figura 7(a), podemos identificar los 4 *endmembers* restantes como los 4 componentes mineralógicos propuestos por Shirley *et al.* (2010), Dalton *et al.* (2005) y Orlando *et al.* (2005): Ácido sulfúrico hidratado, Hexahidrita, Mirabilita y Bloedita.

El material 2 [Figura 7(b)] tiene una distribución desigual en la escena. Su concentración

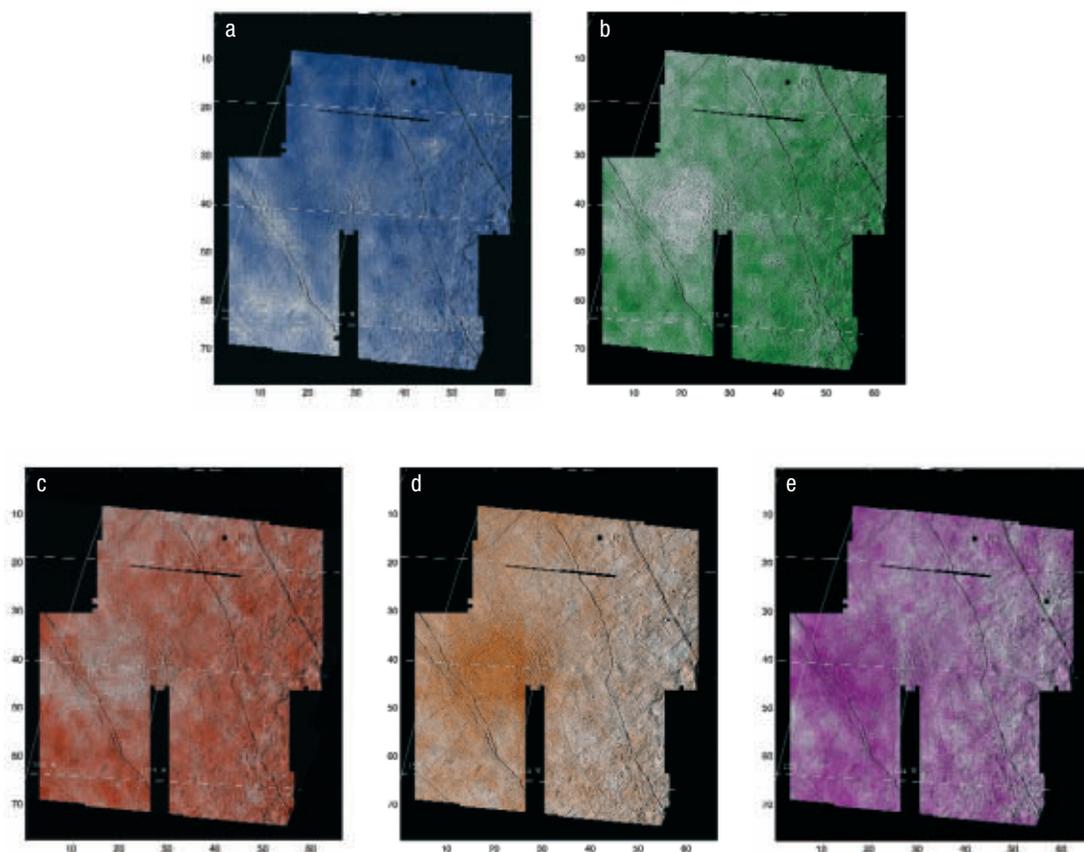


Figura 7. Resultados obtenidos sobre la imagen NIMS al aplicar el algoritmo VCA, superpuestos al mosaico de imágenes del sensor SSI. a) Material 1. b) Material 2. c) Material 3. d) Material 4. e) Material 5.

es algo mayor en el área situada más al este, que en la parte oeste de la imagen. Además, es escaso en el centro del cráter Tyre, siendo esta su principal característica espacial.

Sin embargo en las áreas relativamente llanas, que se distribuyen a los lados de las diversas crestas de la zona, la distribución de este material es bastante homogénea.

Exceptuando su ausencia de representación en el centro del cráter Tyre, no se puede apreciar ninguna otra relación de la concentración de este material con alguna característica geomorfológica de la superficie.

El material 3 por otro lado, muestra cierta similitudes con la distribución espacial del anterior, en el sentido que ofrece una menor concentración en el área del cráter de impacto, aunque es mayor que en el caso del material 2, y su abundancia se muestra más constante en el resto de la imagen.

En todo caso, algunas pequeñas zonas distribuidas en las áreas más llanas de la región

indican también una escasez de este material.

El material 4, de manera diferente a los dos anteriores, presenta una alta concentración en el cráter Tyre, siendo menor su presencia en el resto de la zona. Este material se encontraría presente mayoritariamente para ese área, el interior del cráter Tyre, de forma conjunta con el hielo de agua.

Su presencia también se destaca al noroeste de la escena, siendo menor conforme más nos alejamos de este área, y sin apenas representación en la esquina sureste de la imagen.

Por último, el material 5 [Figura 7(d)] también presenta similitudes con el material 4, si bien su distribución en el cráter Tyre no es tan homogénea como en el anterior.

Muestra además una mayor concentración de material en la unión del cráter con las dos crestas de la parte suroeste a Tyre. Su distribución es heterogénea en el resto de la escena, siendo algo más significativa su presencia al suroeste de la región.

Conclusiones

Atendiendo a la diversidad mineralógica propuesta por Dalton *et al.* (2005) y Shirley *et al.* (2010), se ha realizado una separación de abundancias para cada uno de los materiales propuestos.

En este sentido, no existe un trabajo previo en el que se aporten concentraciones de materiales de manera espacial señalando su distribución para toda la escena estudiada. Es decir, las técnicas de SMA usadas en otros estudios [McCord *et al.* (2010), Dalton *et al.* (2005), Shirley *et al.* (2010) y Fanale *et al.* (2000)] se han centrado en determinar las diversas firmas espectrales de cada material de la superficie, y no tanto en resolver espacialmente su distribución en el terreno.

En general no se estudia su ubicación espacial, más allá de posiciones puntuales, si exceptuamos el trabajo de Fanale *et al.* (2000), en el que se propone una distribución de saturación de sales y ácidos en base a un modelo lineal apoyado en el ACP, y el artículo de Carlson *et al.* (2005) con la presentación espacial del ácido sulfúrico sobre la imagen estudiada en su trabajo.

De este modo, los resultados obtenidos en el trabajo que aquí se presenta podrían ofrecer una perspectiva diferente en la caracterización y origen de los diferentes materiales, en función de su distribución sobre la superficie y su relación con las distintas formaciones geomorfológicas.

Hay que destacar que los mapas obtenidos corresponden a la primera propuesta de abundancia diferenciada de sales y ácidos realizada para la superficie del área del cráter Tyre.

En todo caso, la falta de identificación de la naturaleza de los materiales resultantes, resta la posibilidad de realizar una lectura más profunda de estos resultados. Tan sólo muestran que los diferentes materiales obtenidos no se distribuyen de forma regular por el área de estudio.

Por lo tanto, los resultados aportados sólo se pueden entender como una aproximación preliminar en el estudio las características superficiales de Europa, en función de la distribución diferenciada de sus materiales. Para obtener información concluyente sería nece-

sario añadir otras metodologías que ampliaran los datos de estos resultados aquí presentados.

Así, como futuras líneas de trabajo, sería interesante cotejar las señales espectrales de cada uno de los valores propios obtenidos, con las firmas de los materiales elaborados y medidos en laboratorio. De este modo podría realizarse una identificación de cada uno de los materiales clasificados, y determinar, dentro de los márgenes de error analizados por los equipos que han desarrollado estas librerías espectrales, la naturaleza de cada una de estas superficies. Se aportarían así datos para ampliar el conocimiento de la dinámica y caracterización de la superficie de la luna Europa.

Referencias

- Belton, M. J. S., Klaasen, K. P., Clary, M. C., Anderson, J. L., Anger, C. D., Carr, M. H., Chapman, C. R., Davies, M. E., Greeley, R., & Anderson, D. (1992). «The Galileo Solid-State Imaging experiment». *Space Science Reviews*, 60, pp. 413-455. doi: 10.1007/BF00216864.
- Camps-Valls, G., Tuia, D., Gómez-Chova, L., Jiménez, S., & Malo, J. (2011). *Remote Sensing Image Processing*. Morgan & Claypool.
- Carlson, R. W., Anderson, M. S., Mehlman, R., & Johnson, R. E. (2005). «Distribution of hydrate on Europa: Further evidence for sulfuric acid hydrate». *Icarus*, 177(2), pp. 461-471. ISSN 0019-1035. doi: 10.1016/j.icarus.2005.03.026. Europa Icy Shell. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001910350500134X>
- Clark, B. E., Helfenstein, P., Veverka, J., Ockert-Bell, M., Sullivan, R. J., Geissler, P. E., Phillips, C. B., McEwen, A. S., Greeley, R., Neukum, G., Denk, T., & Klaasen, K. (1998). «Multispectral Terrain Analysis of Europa from Galileo Images». *Icarus*, 135(1), pp. 95-106. ISSN 0019-1035. doi: 10.1006/i-car.1998.5968. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001910359859681>
- Dalton, J. B., Prieto-Ballesteros, O., Kargel, J. S., Jamieson, C. S., Jolivet, J., & Quinn, R. (2005). «Spectral comparison of heavily hydrated salts with disrupted terrains on Europa». *Icarus*, 177(2), pp. 472-490. ISSN 0019-1035. doi: 10.1016/j.icarus.2005.02.023. Europa Icy Shell. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0019103505001375>
- Fanale, F. P., Granahan, J. C., Greeley, R., Pappalardo, R., Head, J., Shirley, J., Carlson, R., Hendrix, A., Moore, J., McCord, T. B., & Belton, M. (2000). «Tyre and Pwyll: Galileo orbital remote sensing of mineralogy versus morphology at two

- selected sites on Europa». *Journal of Geophysical Research: Planets*, 105(E9), pp. 22647-22655. ISSN 2156-2202. doi: 10.1029/1999JE001102. <http://dx.doi.org/10.1029/1999JE001102>
- Figueredo, P. H., & Greeley, R. (2003). «The Emerging Resurfacing History of Europa from Pole-to-Pole Geologic Mapping», 34, p. 1017.
- Figueredo, P. H., & Greeley, R. (2000). «Geologic mapping of the northern leading hemisphere of Europa from Galileo solid-state imaging data». *Journal of Geophysical Research: Planets*, 105(E9), pp. 22629-22646. ISSN 2156-2202. doi: 10.1029/1999JE001107. <http://dx.doi.org/10.1029/1999JE001107>
- Greeley, R., Sullivan, R., Klemaszewski, J., Homan, K. III, James W. H., Pappalardo, R. T., Veverka, J., Clark, B. E., Johnson, T. V., Klaasen, K. P., Belton, M., Moore, J., Asphaug, E., Carr, M. H., Neukum, G., Denk, T., Chapman, C. R., Pilcher, C. B., Geissler, P. E., Greenberg, R., & Tufts, R. (1998). «Europa: Initial Galileo Geological Observations». *Icarus*, 135(1), pp. 4-24. ISSN 0019-1035. doi: 10.1006/icar.1998.5969. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001910359859693>
- Johnson, T. V., Yeates, C. M., Colin, L., Fanale, F. P., Frank, L., & Hunten, D. M. (1985). *Galileo: Exploration of Jupiter's system*.
- McCord, T. B., Hansen, G. B., Combe, J.-P., & Hayne, P. (2010). «Hydrated minerals on Europa's surface: An improved look from the Galileo NIMS investigation». *Icarus*, 209(2), pp. 639-650. ISSN 0019-1035. doi: 10.1016/j.icarus.2010.05.026. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0019103510002186>
- Moore, J. M., Asphaug, E., Belton, M. J.S., Bierhaus, B., Breneman, H. H., Brooks, S. M., Chapman, C. R., Chuang, F. C., Collins, G. C., Giese, B., Greeley, R. III, James W. H., Kadel, S., Klaasen, K. P., Klemaszewski, J. E., Magee, K. P., Moreau, J., Morrison, D., Neukum, G., Pappalardo, R. T., Phillips, C. B., Schenk, P. M., Senske, D. A., Sullivan, R. J., Turtle, E. P., & Williams, K. K. (2001). «Impact Features on Europa: Results of the Galileo Europa Mission (GEM)». *Icarus*, 151(1), pp. 93-111. ISSN 0019-1035. doi: 10.1006/icar.2000.6558. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0019103500965588>
- Moore, J. M., Asphaug, E., Sullivan, R. J., Klemaszewski, J. E., Bender, K. C., Greeley, R., Geissler, P. E., McEwen, A. S., Turtle, E. P., Phillips, C. B., Tufts, B. R. III, J. W. H., Pappalardo, R. T., Jones, K. B., Chapman, C. R., Belton, M. J.S., Kirk, R. L., & Morrison, D. (1998). «Large Impact Features on Europa: Results of the Galileo Nominal Mission». *Icarus*, 135(1), pp. 127-145. ISSN 0019-1035. doi: 10.1006/icar.1998.5973. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001910359859735>
- Nascimento, J. M. P., & Bioucas Dias, J. M. (2005). «Vertex component analysis: a fast algorithm to unmix hyperspectral data». *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 43(4), pp. 898-910. ISSN 0196-2892. doi: 10.1109/TGRS.2005.844293.
- Nimmo, F., Pappalardo, R. T., & Giese, B. (2003). «On the origins of band topography, Europa». *Icarus*, 166, pp. 21-32. doi: 10.1016/j.icarus.2003.08.002.
- Orlando, T. M., McCord, T. B., & Grieves, G. A. (2005). «The chemical nature of Europa surface material and the relation to a subsurface ocean». *Icarus*, 177(2), pp. 528-533. ISSN 0019-1035. doi: 10.1016/j.icarus.2005.05.009. Europa Icy Shell. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0019103505001983>
- Pappalardo, R. T., Belton, M. J. S., Breneman, H. H., Carr, M. H., Chapman, C. R., Collins, G. C., Denk, T., Fagents, S., Geissler, P. E., Giese, B., Greeley, R., Greenberg, R., Head, J. W., Helfenstein, P., Hoppa, G., Kadel, S. D., Klaasen, K. P., Klemaszewski, J. E., Magee, K., McEwen, A. S., Moore, J. M., Moore, W. B., Neukum, G., Phillips, C. B., Prockter, L. M., Schubert, G., Senske, D. A., Sullivan, R. J., Tufts, B. R., Turtle, E. P., Wagner, R., & Williams, K. K. (1999). «Does Europa have a subsurface ocean? Evaluation of the geological evidence». *Journal of Geophysical Research: Planets*, 104(E10), pp. 24015-24055. ISSN 2156-2202. doi: 10.1029/1998JE000628. <http://dx.doi.org/10.1029/1998JE000628>
- Prockter, L. M., Antman, A. M., Pappalardo, R. T., Head, J. W., & Collins, G. C. (1999). «Europa: Stratigraphy and geological history of the anti-Jovian region from Galileo E14 solid-state imaging data». *Journal of Geophysical Research: Planets*, 104(E7), pp. 16531-16540. ISSN 2156-2202. doi: 10.1029/1998JE001015. <http://dx.doi.org/10.1029/1998JE001015>
- Shirley, J. H., Dalton, J. B., Prockter, L. M., & Kamp, L. W. (2010). «Europa's ridged plains and smooth low albedo plains: Distinctive compositions and compositional gradients at the leading side-trailing side boundary». *Icarus*, 210, pp. 358-384. doi: 10.1016/j.icarus.2010.06.018.

Caso práctico

Conceptos físicos básicos para la utilización de teledetección óptica en el cartografiado de hábitats bentónicos costeros

G. Casal

*Grupo de Recursos Marinos y Pesquerías. Facultad de Ciencias. Universidad de A Coruña.
Rúa da Fraga 10. 15008 A Coruña
Estonian Marine Institute. University of Tartu. Mäealuse 14. Tallinn, 12618, Estonia*

Resumen

El uso de la teledetección se encuentra bien consolidado en el cartografiado de fondos costeros debido a las ventajas que presentan en comparación con métodos de campo tradicionales. Entre estas ventajas, se podría mencionar que son técnicas no invasivas, permiten estudiar áreas extensas, cartografiar zonas inaccesibles así como proporcionar coberturas repetitivas de un área objeto de estudio. Sin embargo, a pesar de su potencial, la aplicación de teledetección en ambientes acuáticos presenta ciertas limitaciones como la perturbación atmosférica, la absorción de ciertas longitudes de onda por la columna de agua, el efecto de la velocidad del viento y la elevación solar, la resolución y el ruido del sensor empleado, etc. que deberían ser tenidas en cuenta antes de su aplicación. Esto evitaría, en ciertas ocasiones, la obtención de resultados inesperados o el malgastar determinados recursos. Por esta razón, este trabajo pretende resumir los procesos físicos básicos que deberían ser tenidos en cuenta a la hora de emplear la teledetección en el cartografiado de hábitats bentónicos costeros.

Palabras clave: óptica marina, teledetección, luz, agua, algas.

Abstract

Basic physical concepts in optical remote sensing for mapping benthic coastal habitats

The use of remote sensing is well established to map coastal environments due to its advantages with regard to traditional field methods. Among these advantages, it can be mentioned that these techniques are non-invasive, allow studying large areas, mapping inaccessible zones as well as provide a repetitive cover of a target area. However, despite its potential to map benthic habitats, the use of remote sensing in aquatic environments presents some limitations such as the atmospheric perturbation, the absorption by the water column at some wavelengths, the effect of wind speed and solar elevation, the noise and resolution of the sensor, etc. Taking these limitations into account would avoid, in some occasions, unexpected results or waste certain resources. For this reason, this manuscript tries to gather the basic physical processes that should be considered when it comes to use remote sensing in the mapping of benthic coastal habitats.

Key words: marine optics, remote sensing, light, water, algae.

Introducción

La aplicación de teledetección en el cartografiado de hábitats sumergidos pasa por el entendimiento previo del comportamiento de la luz en el agua y las características de reflectividad de los componentes bentónicos. Una de las dificultades más citadas en este tipo de estudios es la influencia que la variación de profundidad provoca en la señal procedente del fondo debido, principalmente, a la absorción de ciertas longitudes de onda por columna de agua (e.g. Crackwell *et al.*, 1987). Consecuentemente, un hecho fundamental a tener en cuenta en la elección de un sensor en el cartografiado de hábitats bentónicos será por tanto una configuración de bandas capaces de penetrar en la columna de agua y registrar la señal procedente del fondo. Por lo tanto, sólo los sensores con bandas en la región visible del espectro electromagnético serán efectivos en la detección de las características de los hábitats sumergidos (Holden y LeDrew, 1998).

Por otra parte, profundidad a la que un determinado sensor sea capaz de registrar la señal procedente del fondo, dependerá de la longitud de onda que emplee pero también de la claridad del agua. La absorción del agua en sí misma limita la profundidad de penetración a longitudes de onda largas (infrarrojo), mientras la absorción provocada por la materia orgánica disuelta y el fitoplancton limita la penetración de longitudes de onda menores a 480 nm (IOCCG, 2000). Así, en aguas típicamente costeras, el fondo puede ser detectado hasta profundidades de hasta 30 m o incluso más mientras que en aguas altamente turbias, como ríos con una elevada carga de materia en suspensión, la profundidad de penetración puede ser menor de un metro para todas las longitudes de onda (IOCCG, 2000) o incluso puede llegar a no verse el fondo. Por esta razón, la variación de la atenuación en la señal espectral con la profundidad, es una cuestión clave para la utilización de teledetección en estudios relacionados por ejemplo, con la estimación de la batimetría o en la caracterización del fondo. La profundidad y el rango espectral de penetración variarán enormemente en función de la claridad del agua. En este artículo, se recogen de forma básica y general los principales procesos físicos

a tener en cuenta en la aplicación de teledetección en ambientes acuáticos y las principales alteraciones que sufre la señal electromagnética antes de ser recogida por el sensor.

Luz, atmósfera, agua

Para que un sensor sea capaz de registrar una señal procedente del fondo, dicha señal debe recorrer un camino largo y complejo. El flujo de fotones descendente procedente del sol debe interactuar en primer lugar con la atmósfera, atravesar la interfaz aire-agua y finalmente interactuar con la columna de agua hasta alcanzar el fondo. Además, una vez el flujo de fotones ha interactuado con el fondo, es necesario que éste realice el camino inverso en una señal lo suficientemente intensa como para ser registrada por el sensor.

La contribución atmosférica y la reflexión especular de la superficie del mar constituyen ruido en los estudios de cartografiado bentónico por lo que ambos necesitan ser corregidos. En el caso de la teledetección aplicada en ambientes acuáticos, el total de la señal recibida a la altitud del sensor es solamente de un 8% a 10% de la señal correspondiente a la reflectividad procedente del agua (Gordon y Morel, 1983). Por esta razón, la corrección de la influencia atmosférica constituye un proceso fundamental en el cartografiado bentónico debido a que la radiancia procedente del agua (la señal «útil») es muy baja si lo comparamos con la «huella» perturbadora de la atmósfera (Mélin y Zibordi, 2005).

El comportamiento de la radiación electromagnética en la columna de agua, una vez ha viajado a través de la atmósfera, dependerá enormemente del tipo de agua con la que se encuentre. Teniendo en cuenta su composición, las aguas marinas pueden dividirse en: Tipo 1 y Tipo 2 (Morel y Prieur, 1977; Gordon y Morel, 1983). Las aguas Tipo 1 son aquellas en las que el fitoplancton, junto con su material derivado y acompañante, es el principal responsable de las variaciones de las propiedades ópticas del agua (IOCCG, 2000). Por otra parte, las aguas Tipo 2 se encuentran influenciadas no sólo por el fitoplancton y las partículas relacionadas sino también por otras sustancias, que varían in-

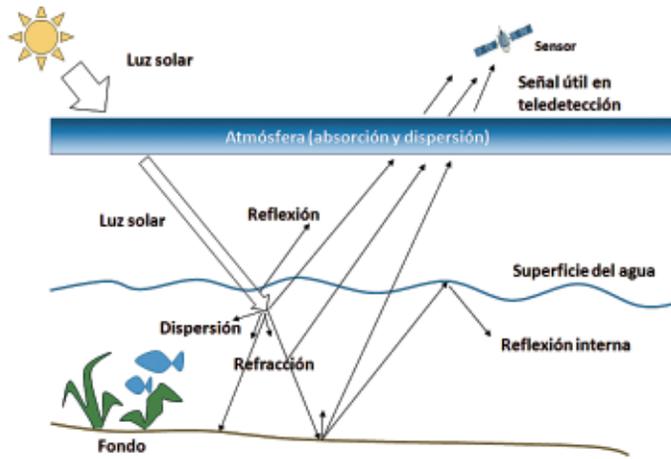


Figura 1. Esquema simplificado de los procesos que influyen en la señal medida por el sensor remoto en la zona costera.

dependientemente del fitoplancton, tales como partículas inorgánicas en suspensión y materia orgánica disuelta (*gelbstoff*) (IOCCG, 2000). Además, si la reflectividad del fondo influencia de manera significativa la señal de radiancia del agua (*water leaving radiance*), estas aguas son también consideradas de Tipo 2 (Dekker *et al.*, 2001). Siguiendo esta clasificación, las aguas Tipo 1 representarían a las aguas oceánicas mientras que las Tipo 2 representarían las aguas costeras. Cerca de la costa, la acción de las olas y la influencia humana (agricultura, navegación, pesca, etc.) incrementan la materia particulada en suspensión provocando a su vez un incremento en la complejidad óptica del agua y haciendo difícil la detección de la señal procedente del fondo mediante teledetección.

Es necesario considerar que el campo de luz debajo de la superficie del agua no es solamente una función de las propiedades de los constituyentes del agua, sino también de la profundidad y de las propiedades del fondo. Dependiendo de estas dos últimas propiedades, la intensidad de la luz puede disminuir más rápidamente de lo esperado, permanecer constante a través de la columna de agua o incluso incrementarse con la profundidad (Maritorena *et al.*, 1994) (Figura 1).

Luz e interfaz aire-agua

Como todos sabemos, la luz está formada por unidades indivisibles denominadas cuantos o fo-

tones. Cada fotón tiene una longitud de onda, λ y una frecuencia, ν , y la energía, e , en un fotón varía con la frecuencia e inversamente con la longitud de onda. Esta relación viene definida mediante la expresión $e = h\nu$ donde h corresponde con la constante de Planck ($6.63 \cdot 10^{-34}$ Js). Además, la luz presenta un comportamiento dual onda-partícula, es decir, que puede comportarse como una onda o una partícula dependiendo de las circunstancias (Kirk, 1994). Por otra parte, esta radiación electromagnética puede propagarse en el vacío o en otros medios y su velocidad dependerá de cada medio.

Cuando la radiación electromagnética encuentra un medio más denso, la onda reduce su velocidad y en consecuencia cambia de dirección. La reducción en la velocidad de la luz en el agua viene determinada por el índice de refracción, $n(\lambda)$, que se define como la relación de la velocidad de la luz a una longitud de onda (λ) en el vacío frente a la velocidad de la luz a una longitud de onda (λ) en un medio determinado (Bukata *et al.*, 1995). Este proceso es conocido como refracción y fue primeramente descrito por Willebrord Snel. La ley de Snell describe el cambio en la velocidad de la luz al pasar de un medio a otro y la relación entre los ángulos de incidencia y refracción mediante la siguiente relación:

$$n_a = \sin\theta_a = n_w \cdot \sin\theta_w$$

Donde n_a y n_w representan los índices de refracción del aire y el agua respectivamente, y los ángulos de incidencia (en aire) y refrac-

ción (en agua). Esta ley afirma que la relación entre el haz incidente y el refractado es inversamente proporcional a la relación entre los índices de refracción. Así, la luz que viaja desde el aire al agua es refractada debido a las diferencias en la densidad óptica de los dos medios o incluso reflejada de vuelta a la atmósfera. El índice refractivo del aire puede ser asumido como 1 mientras que el del agua, a temperatura de alrededor de 20°C, es de 1.33. Años después, Augustin-Jean Fresnel mejoró el conocimiento sobre este proceso. Las ecuaciones de Fresnel describieron entonces, no solamente los ángulos y los índices de refracción sino también las amplitudes de longitud de onda cuando pasan entre diferentes medios. Así, las ecuaciones de Fresnel determinan de forma completa la dirección de propagación de la radiación electromagnética reflejada y transmitida en función de la radiación incidente afirmando que el ángulo de refracción en el agua (θ_w), es determinado por el ángulo de incidencia en aire (θ_a) y el índice refractivo.

Debido a estos procesos, la interfaz aire-agua juega un papel fundamental, desde un punto de vista de la teledetección aplicada a cartografiado bentónico e incluso en ambientes acuáticos en general, ya que modifica la radiación electromagnética que penetra en la columna de agua así como la que hace el camino inverso procedente del fondo hasta ser registrada por el sensor remoto. Por una parte debemos considerar como la orientación del sol y el sensor afecta al registro de la señal procedente del fondo. El porcentaje de reflectividad, haciendo una suposición teórica de una superficie plana de agua, muestra valores muy bajos en ángulos solares zenitales menores a 50°, sin embargo a ángulos mayores el porcentaje de reflectividad se incrementa muy rápido (Kirk, 1994). Por esta razón, a la hora de utilizar teledetección en medios acuáticos es necesario tener en cuenta un efecto de reflexión conocido como *sun glint* o efecto espejo. Este efecto puede ser producido cuando el sensor remoto y el sol se encuentran en el mismo ángulo en relación a la superficie del agua y puede ser acentuado por el viento. El *sun glint* es un factor de alteración o ruido importante en la detección remota de las propiedades de la columna de agua y del bentos (Kay *et al.*, 2009). El grado de *sun glint* puede

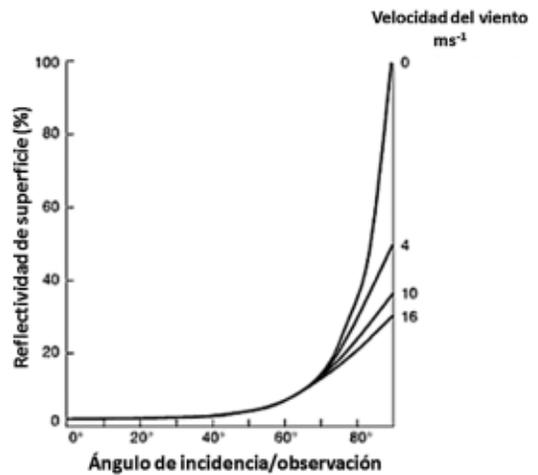


Figura 2. Reflectividad del agua en función del ángulo zenital solar a diferentes velocidades de viento (Datos de Gordon, 1969 y Austin, 1974) (Modificación figura Kirk, 1994).

ser drásticamente reducido mediante una apropiada elección de la geometría del sensor y la correcta elección del momento de adquisición de la imagen, siendo las condiciones óptimas ángulos solares zenitales entre 40° y 55° así como la adquisición de la imagen lo más próxima al nadir (Purkis y Klemas, 2011). Sin embargo, la presencia de cierto grado de *sun glint* es inevitable, especialmente en las imágenes adquiridas mediante sensores satelitales, en los que el usuario no puede influenciar los planes de adquisición ni tampoco controlar las condiciones climáticas debido a que son órbitas fijas previamente establecidas. En ambientes naturales es muy improbable encontrar la superficie del agua completamente plana. La acción del viento provoca irregularidades causando un efecto sobre la reflectividad. La rugosidad de la superficie del agua tiene un efecto reducido en la reflectividad a ángulos solares elevados. Sin embargo, a bajas elevaciones solares los valores de reflectividad procedente del agua son reducidos significativamente por el viento. Este efecto es debido a que la alteración de la superficie en promedio incrementa el ángulo entre la dirección de la luz y la superficie en el punto de entrada (Kirk, 1994) (Figura 2).

Por otra parte, la radiación reflejada en el fondo también sufre procesos de modificación en la interfaz aire-agua dando lugar a procesos de reflexión interna. En este caso los fotones que han interactuado con la columna de agua

o el fondo deben de aproximarse a la interfaz aire-agua en su camino de regreso al sensor interactuando con la superficie del agua. En este caso, cuando el haz de luz dirigido hacia la superficie dentro del agua (θ_w) es superior a 49° , la luz es reflejada de nuevo hacia el fondo por la interfaz aire-agua y los fotones se perderán desde el punto de vista de la teledetección (Purkis y Klemas, 2011).

Se calcula que cerca del 48% de la radiancia ascendente es reflejada de nuevo a la columna de agua al llegar a la superficie del agua (Vahtmäe *et al.*, 2006). Este aspecto se debe de tener en cuenta junto con el SNR del sensor, a la hora de diferenciar la señal procedente del fondo mediante imágenes remotas. Por ejemplo, en el caso de un sensor con un SNR de 1000:1, como puede ser el sensor hiperespectral CASI, sería necesario considerar un SNR en términos de reflectividad justo debajo de la superficie del agua, $R(0^-)$, de 500:1 para que el sensor sea capaz de detectar diferencias en el espectro de reflectividad procedente de los componentes bentónicos (Dekker *et al.* 2001, Vahtmäe *et al.*, 2006). Siguiendo esta consideración y para simplificar los valores se podría asumir que un sensor como el del ejemplo, podría diferenciar dos sustratos sumergidos cuando su diferencia espectral sea mayor a 0.2%. Si por el contrario estos sustratos se encontrasen emergidos, podría asumirse que ambos serían diferenciables entre sí, utilizando un sensor con SNR 1000:1, cuando su diferencia espectral fuese de 0.1% debido a que no estarían influenciados por la columna de agua. Es necesario mencionar aquí que la imagen puede verse afectada por otro tipo de ruido ambiental como oleaje o *sun glint* pero estas condiciones deberían valorarse en cada estudio específico.

Debido a estos procesos, a la hora de aplicar teledetección, es necesario corregir las alteraciones provocadas por la interfaz aire-agua y convertir la señal procedente de la columna de agua en una señal utilizable en teledetección, es decir en R_{rs} (*remote sensing reflectance*) o reflectividad remota.

Para calcular esta reflectividad justo por encima de la superficie del agua $R_{rs}(0^+, \lambda)$ se suele utilizar la siguiente ecuación:

$$R_{rs}(0^+, \lambda) = 0.54 L_u(0^-, \lambda) / [1.04 E_d(0^-, \lambda)]$$

Donde $L_u(0^-, \lambda)$ corresponde a la radiancia ascendente (*upwelling radiance*) extrapolada a justo por debajo de la superficie del agua y $E_d(0^-, \lambda)$ corresponde a la irradiancia descendente (*downwelling irradiance*) extrapolada a justo debajo de la superficie del agua. Los coeficientes 0.54 y 1.04 corresponden a los coeficientes de transmitancia de la interfaz aire-agua para L_u y E_d , respectivamente (Austin, 1974). Siguiendo estas consideraciones para mediciones realizadas en el nadir sobre interfaz una plana aire/agua, la corrección del efecto refractivo se realiza mediante la siguiente expresión $R_{rs}(z = w) = R_{rs}(z = a) / 0.54$ (Austin, 1974; Tassan, 1992). Donde w corresponde a la profundidad 0 pero en el agua justo por debajo de la superficie y a corresponde a la profundidad 0 pero en el aire justo por encima de la superficie del agua.

Atenuación de la luz en el medio acuático

Una vez los fotones penetran en el agua, estos pueden ser absorbidos o dispersados por los materiales en suspensión o disueltos y por el agua en sí. Los procesos de absorción reducen la intensidad de la radiancia, mientras que los procesos de dispersión también cambian el carácter direccional. Esta reducción de la intensidad de la radiancia se denomina atenuación. El grado de atenuación dependerá del grado de turbidez del agua y a su vez de la longitud de onda. A longitudes de onda cortas (azul), la luz es atenuada en menor grado que a longitudes de onda largas (rojo) (Purkis y Klemas, 2011). La atenuación es un proceso importante en teledetección debido a que constituye la base para la interpretación de las medidas remotas en la región visible del espectro electromagnético (Bukata *et al.*, 1995).

La atenuación puede ser tratada como una consecuencia aditiva de los procesos de absorción y dispersión que se producen entre los fotones y los materiales orgánicos e inorgánicos presentes en el cuerpo de agua, así como con el agua en sí misma. Esta atenuación es descrita en términos del coeficiente de atenuación total $c(\lambda)$, del coeficiente de dispersión $b(\lambda)$ y del coeficiente de absorción $a(\lambda)$.

Estos coeficientes son clasificados como Propiedades Ópticas Inherentes (IOP) debido a que sus magnitudes dependen solamente de las sustancias de las que consta el medio acuático y no de la estructura geométrica del campo de luz. En aguas Tipo 1 el principal agente que provoca variaciones en las IOP corresponde al fitoplancton mientras que en el Tipo 2, además del fitoplancton, toman parte en esta variación el material en suspensión y la materia orgánica disuelta tanto de origen acuático como terrestre y estos componentes pueden variar independientemente de la concentración del fitoplancton (IOCCG, 2000).

Bajo condiciones oceánicas típicas, la irradiancia decrece casi exponencialmente con la profundidad. Esta disminución exponencial viene caracterizada por el coeficiente de atenuación difusa y es matemáticamente explicado por la Ley de Lambert-Beer:

$$E(z, \lambda) = E_0 e^{(-K_d z)}$$

donde, E_0 son valores de la irradiancia descendente justo debajo de la superficie, z corresponde a la profundidad en metros y K_d corresponde con el coeficiente de atenuación difusa. K_d es clasificado como una Propiedad Óptica Aparente (AOP) (Preisendorfer, 1976) lo que significa que se encuentra influenciado por la distribución angular del campo de luz, así como por la naturaleza y cantidad de las sustancias presentes en el medio. Consecuentemente, K_d , será temporalmente dependiente y variará sistemáticamente con la longitud de onda sobre un rango amplio de tipos de agua (desde aguas muy claras a muy turbias). El coeficiente de atenuación difusa (K_d) para cualquier longitud de onda o banda espectral a una determinada profundidad puede ser definido como (Gordon, 1980):

$$K_d(\lambda, z) = - \frac{1}{E_d(\lambda, z)} \left[\frac{\partial E_d(\lambda, z)}{\partial z} \right] m^{-1}$$

donde $E_d(z)$ corresponde con la irradiancia espectral descendente a la profundidad z y considero z como un punto señalo hacia el fondo desde la superficie. Este coeficiente de irradiancia descendente $K_d(\lambda, z)$ es de particular interés debido a que cuantifica la presencia de luz y la profundidad de la zona eufótica, fac-

tores fundamentales en la teledetección de ambientes acuáticos así como en los sistemas de producción primaria fitoplanctónicos. Debido a esta importancia Jerlov (1976) aprovechó este comportamiento del K_d para desarrollar un esquema de clasificación para aguas oceánicas basadas en su forma espectral.

La diferenciación entre coeficiente de atenuación total, $c(\lambda)$, y el coeficiente de atenuación difusa $K_d(\lambda, z)$ es importante. $c(\lambda)$ describe la medida en que se reduce la intensidad o poder radiante de un haz de fotones (simple y estrecho) mientras que $K_d(\lambda, z)$ es definido en términos de disminución con la profundidad de todos los fotones en una dirección descendente (Mobley, 1994). Cerca de la costa la acción de las olas y la influencia humana añade material particulado en suspensión provocando un aumento de la atenuación y de los valores de K_d . Por el contrario, en aguas oceánicas las alteraciones son mínimas o incluso inexistentes y el agua se encuentra libre de cualquier material en suspensión provocando bajos valores de K_d (Mishra *et al.*, 2005).

Otro concepto fundamental asociado al K_d es el de profundidad óptica (ζ) dado por Kirk (1994) y que se define como la integración de la irradiancia descendente $K_d(\lambda, z)$ sobre una profundidad z .

$$\zeta = K_d \cdot z$$

Puede ocurrir que una profundidad óptica específica corresponda a diferentes profundidades físicas pero a la misma disminución general de irradiancia. Por ejemplo, aguas muy claras son caracterizadas mediante valores bajos de K_d mientras que aguas muy turbias son caracterizadas por valores de K_d elevados. De esta forma para una profundidad física z , la profundidad óptica en aguas turbias será numéricamente mayor que la profundidad óptica en aguas claras (Bukata *et al.*, 1995). Una profundidad óptica de especial interés en el contexto de la producción primaria es la que corresponde a la atenuación de la radiancia descendente del 1% de los valores subsuperficie $\zeta = 4.6$ (Kirk, 1994). Esta profundidad óptica corresponde con el límite inferior de la zona eufótica y representa la región en la que tienen lugar los procesos fotosintéticos más significativos.

Cartografiado de sustratos bentónicos utilizando teledetección

El uso potencial de los instrumentos espectrales para en el cartografiado bentónico ha sido reconocido en diversos estudios (Haxo y Blinks, 1950; Gitelson, 1992 o Rundquist *et al.*, 1996). Sin embargo, las macroalgas y sus propiedades no son tan fácilmente detectables como las de la vegetación terrestre utilizando teledetección debido a que, como se ha mencionado anteriormente, la presencia de la columna de agua disminuye la señal procedente del fondo. En aguas costeras, la dispersión espectral y la absorción del fitoplancton, la materia orgánica e inorgánica en suspensión y las sustancias orgánicas disueltas añaden más ruido a la señal procedente del fondo dificultando su detección en estas zonas. Por esta razón además de estudiar las características espectrales de la vegetación bentónica es necesario también entender su interacción con el ambiente que les rodea.

Las macroalgas bentónicas pueden ser divididas en tres grupos con un rango filogenético de División. Así, podemos encontrar las algas verdes (División *Chlorophyta*), las algas pardas (División *Phaeophyta*) y las algas rojas (División *Rodophyta*). Cada uno de estos grupos presenta pigmentos característicos implicando a su vez diferentes propiedades ópticas. Por esta razón las algas verdes, pardas y rojas pueden ser diferenciadas entre sí mediante teledetección debido a las diferencias en sus firmas espectrales. Todos los grupos contienen clorofila-a, que presenta picos de absorción a 435 y 675 nm, pero la presencia de otras clorofilas y pigmentos accesorios varía entre ellos (Hedley y Mumby, 2002). Por ejemplo, la algas verdes contienen también pigmentos característicos como clorofila-b que absorbe a longitudes de onda de 450 y 650 nm y β -caroteno que absorbe a 427, 449 y 475 nm (Hedley y Mumby, 2002). Por otra parte, las algas pardas contienen clorofila-c que presenta picos de absorción a 460 y 633 nm (Beach *et al.*, 1997), β -caroteno y xantofilas, principalmente fucoxantina, que absorbe a 426, 449 y 465 nm (Hedley y Mumby, 2002). Debido a la dominancia de estos pigmentos estas algas presentan un co-

lor pardo más que verde (debido a su elevada absorción en la longitud de onda del verde). En cuanto a las algas rojas, éstas se caracterizan por la presencia de β -caroteno y principalmente α -caroteno que presenta picos de absorción a 423, 444 y 475 nm (Hedley y Mumby, 2002). Las algas rojas contienen también bili-proteínas que pueden dividirse en ficoeritrinas, ficocianinas y aloficocianinas. La ficoeritrina presenta picos de absorción a 543-568 nm, la ficocianina a 553 y 618 nm (Smith y Alberte, 1994) y la aloficocianina a 654 nm (Hedley y Mumby, 2002). La localización de los picos de absorción característicos de cada pigmento puede variar ligeramente de un estudio a otro dependiendo de las condiciones de medida (en solventes o *in vivo*), el estado fisiológico de las macroalgas, condiciones ambientales, etc.

Desde el punto de vista de teledetección, se debe tener en cuenta que en condiciones naturales las comunidades de algas se pueden encontrar emergidas (especialmente durante marea baja), flotando o sumergidas. Por esta razón, su comportamiento en relación a las técnicas de detección remota debería ser considerado de forma diferente en cada caso. En el caso de la vegetación sumergida la región del espectro electromagnético correspondiente al verde podría ser considerado la más adecuada para la detección de este tipo de algas, seguida de la región del rojo (Silva *et al.*, 2008). Las longitudes de onda del verde también proporcionan gran penetración en aguas con elevadas concentraciones de material disuelto y en suspensión como puede ocurrir en la zona costera (Kirk, 1994). El agua absorbe la radiación electromagnética en la región óptica del espectro, lo que resulta en una disminución importante de la señal electromagnética. Debido a esto, las medidas de reflectividad para especies sumergidas son muy bajas, generalmente del orden 10^{-1} (Pinnel *et al.*, 2004; Dierssen y Zimmerman, 2003; Fyfe, 2003; Heege *et al.*, 2003). Debido la magnitud tan reducida de esta señal, se requiere una cuidadosa y adecuada corrección de los efectos atmosféricos y de la columna de agua previa a al análisis de los datos procedentes de teledetección.

En ambientes naturales, las macroalgas pueden encontrarse coexistiendo con fondos de arena. Sin embargo, la diferencia entre ambos

sustratos es generalmente bastante grande debido a las diferencias en sus valores de reflectividad, mucho más elevados en el caso de la arena. Las diferencias en la firma espectral del sustrato arena puede variar en función de su composición, origen, el tamaño de grano y en algunos casos también de la influencia del fitobentos. Sin embargo, en general su espectro es bastante característico sin la ausencia de los picos de absorción típicos de la clorofila y de valores mucho más elevados.

Conclusiones

Los avances en teledetección a lo largo de los años han hecho posible utilizar imágenes remotas para producir mapas sobre algunas de sus características como productividad, temperatura superficial, turbidez y también sobre cartografiado bentónico y distribución de hábitats entre otros. Sin embargo, las aguas costeras son especialmente complejas, caracterizadas por una elevada variabilidad de sus constituyentes ópticos. Esto conlleva ciertas dificultades en la aplicación e interpretación de los datos de satélite en estas zonas debido a ciertas limitaciones técnicas y metodológicas (resolución de espacial, radiométrica y espectral, corrección atmosférica, absorción producida por la columna de agua, elevación solar, velocidad del viento, etc.). Sin embargo, la importancia de cada fuente de error o limitación dependerá del objetivo del estudio así como de los métodos empleados para alcanzarlo. Entender los procesos físicos básicos sobre el comportamiento de la señal electromagnética en el agua y las limitaciones que implica sobre la aplicación de teledetección en ambientes acuáticos es fundamental para una correcta planificación de cualquier estudio así como para la obtención de unos resultados exitosos, más robustos y fiables.

References

- AUSTIN, R. W. (1974). The remote sensing of spectral radiance from below the ocean surface. In Jerlov, N.G., Nielsen, E.S. (eds.) *Optical aspects of oceanography*. Academic Press London y New York, pp 317-344.
- BEACH, K. S., BORGEAS, H. B., NISHIMURA, N. J., & SMITH, C. M. (1997). In vivo absorbance spectra y the ecophysiology of reef macroalgae. *Coral Reefs*, 16: 21-28.
- BUKATA, R. P., JEROME, J. H., KONDRATYEV, K. Y., & POZDNAYAKOV, D. V. (1995). *Optical properties y remote sensing of inly y coastal waters*. CRC Press, New York. ISBN 0-8493-4754-8.
- CRACKNELL, A. P., IBRAHIM, M., & McMANNUS, J. (1987). Use of satellite y aircraft data for bathymetry studies. *Proceedings of the 13th Annual Conference of the Remote Sensing Society, University of Nottingham, September 7-11, 1987* (Remote Sensing Society, Nottingham), 391-402.
- DEKKER, A. G., BRYO, V. E., ANSTEE, J. M., PINNELL, N., KUTSER, T., & HOOGENBOOM, H. J. (2001). *Imaging spectrometry of water. Imaging spectrometry: Basic principles y prospective applications*, vol. IV (pp. 307-359). Dordrecht' Kluwer Academic Publishers.
- DEKKER, A. G., MALTHUS, T. J., WIJNEN, M. M., & SEYHAN, E. (1992). Remote Sensing as a Tool for assessing water quality in Loosdrecht lakes. *Hydrobiologia*, 233: 137-159.
- DIERSSEN, H. M., ZIMMERMAN, C., LEATHERS, R. A., DOWNES, T. V., & DAVIS, C. O. (2003). Ocean colour remote sensing of seagrass y bathymetry in the Bahamas Banks by high-resolution airborne imagery. *Limnol. Oceanogr.*, 48(1): 444-455.
- FYFE, S. K. (2003). Spatial y temporal variation in spectral reflectance: are seagrass species spectrally distinct? *Limnol. Oceanogr.*, 48 (1, part 2): 464-479.
- GITELSON, A. (1992). The peak near 700 nm on radiance spectra of algae y water: relationship of its magnitude y position with chlorophyll concentration. *International Journal of Remote Sensing*, 13: 3367-3373.
- GORDON, H. R., SMITH, R. C., & ZANEVELD, J. R. V. (1980). Introduction to ocean optics. *Proc. SPIE Soc. Opt. Eng.*, 6:1-43.
- GORDON, H. R., & MOREL, A. Y. (1983). *Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery. A review of lecture notes on coastal y estuarine studies*. 113 pp, Springer-Verlag, New York.
- JERLOV, N. G. (1976). *Marine Optics*, Elsevier Oceanography series 14, Elsevier Publishing Co. Amsterdam.
- HAXO, F. T., & BLINKS, L.R. (1950). Photosynthetic action spectra of marine algae. *The Journal of General Physiology*, 33: 389-422.
- HEDLEY, J. D., & MUMBY, P. J. (2002). Biological y remote sensing perspectives of pigmentation in coral reef organisms. *Advances in marine biology*, 43: 277-317.
- HEEGE, T., BOGNER, A., & PINNELL, N. (2003). Mapping of submerged aquatic vegetation with a

- physically based process chain. *Proc. SPIE* 5233, Remote Sensing of the Ocean y Sea Ice 2003, 43 (February 26, 2004); doi:10.1117/12.514054.
- HOLDEN, H., & LeDREW, E. (1998). The scientific issues surrounding remote detection of submerged coral ecosystems. *Progress in Physical Geography*, 22(2): 190-221.
- IOCCG (2000). Remote sensing of ocean colour in coastal, y optically-complex, waters, in Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, no. 3, edited by S. Sathyendranath, pp. 140, Dartmouth.
- KAY, S., HEDLEY, J. D., & LAVENDER, S. (2009). Sun Glint Correction of High y Low Spatial Resolution Images of Aquatic Scenes: a Review of Methods for Visible y Near-Infrared Wavelengths. *Remote Sensing*, 1(4): 697-730.
- KIRK, J. T. O. (1994). Light y Photosynthesis in Aquatic Ecosystems, Second Edition, Cambridge Univ. Press.
- MARITORENA, S., MOREL, A., & GENTIL, B. (1994) Diffuse reflectance of oceanic shallow waters. Influence of water depth y bottom albedo. *Limnol. Oceanogr.*, 39(7): 1689-1703.
- MÉLIN, F., & ZIBORDI, G. (2005). Aerosol variability in the Po Valley analyzed from automated optical measurements. *Geophysical Research Letters*, 32 (L03810): 1-4.
- MISHRA, D. R., NARUMALANI, S., RUNDQUIST, D., & LAWSON, M. (2005). Characterizing the vertical diffuse attenuation coefficient for downwelling irradiance in coastal waters: Implications for water penetration by high resolution satellite data. *ISPRS Journal of Photogrammetry y Remote Sensing*, 60: 48-64.
- MOBLEY, C. (1994). Light y water: radiative transfer in natural waters. San Diego, C.A. Academy Press.
- MOREL, A., & PRIEUR, L. (1977). Analysis of variations of ocean color. *Limnology y Oceanography*, 22: 709-722.
- PINNEL, N., HEEGE, T., & ZIMMERMANN, S. (2004). Spectral discrimination of submerged macrophytes in lakes using hyperspectral remote sensing data. *SPIE Proc Ocean Optics XVII*, Fremantle, Australia.
- PREISENDORFER, R. W. (1976). Hydrologic Optics, vol. 1, Introduction, Natl. Tech. Inf. Serv., Springfield, Va.
- PURKIS, S., & KLEMAS, V. (2011). Remote Sensing y Global Environmental Change. Oxford: Wiley-Blackwell.
- VAHTMÄE, E., KUTSER, T., MARTIN, G., & KOTTA, J. (2006). Feasibility of hyperspectral remote sensing for mapping macroalgal cover in turbid coastal waters-a Baltic Sea case study. *Remote Sensing of Environment*, 101: 342-351.
- RUNDQUIST, D. C., HAN, L., SCHALLES, J. F., & PEAKE, J. S. (1996). Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case of the first derivative of reflectance near 690 nm. *Photogrammetric Engineering y Remote Sensing*, 63(2): 195-200.
- TASSAN, S. (1992). An algorithm for the identification of benthic algae in the Venice lagoon from Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, 13:2887-2909.
- SILVA, T. S. F., COSTA, M. P. F., MELACK, J. M., NOVO, E.M.L.M. (2008). Remote sensing of aquatic vegetation: theory y applications. *Environmental Monitoring y Assessment*, 140: 131-145.
- SMITH, C., ALBERTE, R. (1994). Characterization of in vivo absorption features of chlorophyte, phaeophyte y rhodophyte algal species. *Mar. Biol.*, 118:511-521.

Reseña literaria

Diccionari Terminològic de Teledetecció o sobre la necesidad de una referencia semántica para el léxico técnico de nuestra disciplina

Pons, X., Arcalís, A. (2012)
«Diccionari terminològic de Teledetecció».
Enciclopèdia Catalana i Institut Cartogràfic de Catalunya,
Barcelona. 597 p. ISBN: 978-84-412-2249-6

Nota de prensa publicación TermCat:
<http://www.termcat.cat/ca/Actualitat/Noticies/423>

Es evidente que en el desempeño de labores en el ámbito de la investigación, la innovación, la gestión y la empresa es necesario un amplio y actualizado bagaje de conceptos y acrónimos. En especial los acrónimos han convertido el lenguaje técnico en una plétora de siglas cuyo conocimiento permite rápidamente interpretar y comunicar ideas, proyectos y hallazgos. Por tanto, un esfuerzo de normalización y compilación de acrónimos combinado con la definición revisada de los conceptos elementales de cualquier disciplina es indispensable y siempre bienvenido. Es este el caso de esta primera edición del *Diccionari Terminològic de Teledetecció* editado por el Instituto Cartográfico de Cataluña, cuyos autores son Xavier Pons Fernández y Anna Arcalís Planas.

Dado el carácter multidisciplinar de la teledetección, el diccionario es recomendable tanto para los especialistas de este área de conocimiento como para cualquier otra disciplina científica. El diccionario ofrece definiciones concisas y sucintas para 3484 conceptos y acrónimos admitiendo diferentes acepciones, reseñando sinonimias e incorpora una traducción de los términos al castellano y al inglés,

siendo este idioma la fuente principal de la terminología. El resultado es un manejable tomo de pasta dura que despierta una ávida curiosidad en el lector especializado por aclarar sus dudas sobre el adecuado uso de un término concreto que conlleva en su consulta una propuesta de definición basada en el entendimiento del concepto. Los índices en castellano y en inglés al final del texto remiten rápidamente al número de la entrada. El diccionario abre con el modelo de transferencia radiativa 6S y se adentra en el vasto registro de plataformas y sensores con sus características, descubriendo la extensa panoplia de índices de vegetación y productos algorítmicos y los conceptos físicos elementales para ofrecer una larga y revisada definición del propio término de teledetección.

En resumen, *Diccionari Terminològic de Teledetecció* es una obra formidable que confirma lo apropiado de utilizar y difundir términos como rasterizar, vectorizar, mosaicar, o permite aclarar definitivamente conceptos confusos como el número mínimo de bandas y su ancho para denominar a un sensor como hiperespectral. Los autores agradecen al lector todo tipo de comentarios sobre los térmi-

nos incluidos y posibles omisiones. Se presenta por tanto como imprescindible la actualización periódica de esta edición dada la rápida aparición de nuevos términos. No sin otro gran esfuerzo sería muy interesante contar con ella en castellano y en inglés.

Dr. Ricardo Díaz-Delgado
Responsable técnico del Laboratorio de SIG
y Teledetección (LAST)
de la Estacion Biológica de Doñana-CSIC.
e-mail: rdiaz@ebd.csic.es
<http://last-ebd.blogspot.com/>

Revista de Teledetección

REVISTA DE LA ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN

Nº 40

DICIEMBRE 2013

ARTÍCULOS CIENTÍFICOS

Evaluación mediante teledetección del efecto de canalizaciones sobre el humedal del Saladillo, Argentina

C. López, P. G. Brandolin, O. R. Campanella, A. L. Martino y C. de Angelo

Evaluación de productos de cubiertas del suelo en la península ibérica

A. Pérez-Hoyos y F. J. García-Haro

Estimación de la evapotranspiración utilizando bandas del infrarrojo medio

D. Girolimetto y V. Venturini

Simulación de productos HysPIRI de mapas de flujos energéticos en superficie

J. M. Sánchez, V. García-Santos, A. N. French, E. Valor, C. Coll y V. Caselles

Estudio de la operaconalidad del futuro sensor Sentinel-3/SLSTR para la parametrización del fuego activo

A. Calle, P. Salvador y F. González-Alonso

Estudio de la homogeneidad de la temperatura de la superficie terrestre mediante imágenes MODIS de la zona de Doñana

D. Skoković, J. A. Sobrino, G. Sòria, J. C. Jiménez-Muñoz y Y. Julien

Primera aplicación de imágenes Fasat-Charlie al estudio de praderas semi-áridas de Chile

A. Santamaría-Artigas, C. Mattar, C. Durán-Alarcón, L. Olivera, M. Inzunza, D. Tapia y E. Escobar-Lavin

Dinámica de la cobertura vegetal y los usos de la tierra a través de modelos de no-equilibrio

A. H. Britos y A. H. Barchuck

CASOS PRÁCTICOS

Desagregación del volumen de población a partir de la imagen de satélite con Sistema de Información Geográfica y Procesamiento Digital de Imágenes

A. Martínez Serrano

Clasificación de materiales geológicos en la superficie de la luna Europa de Júpiter

I. Ordóñez Etxebarria y V. Caselles Miralles

Conceptos físicos básicos para la utilización de teledetección óptica en el cartografiado de hábitats bentónicos costeros

G. Casal

RESEÑA LITERARIA: Diccionari Terminològic de Teledetecció o sobre la necesidad de una referencia semántica para el léxico técnico de nuestra disciplina