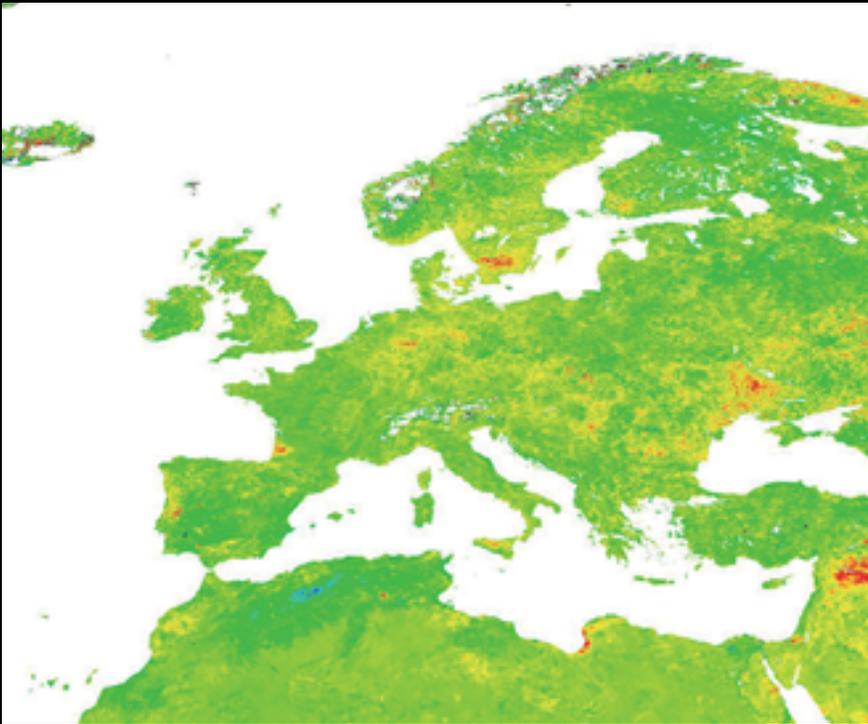


Nº 39 - Junio 2013

Revista de Teledetección

REVISTA DE LA ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN



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

• Elaboración y validación de un modelo jerárquico derivado de SIOSE. <i>I. Cantarino Martí</i>	5
• Evolución del albedo en Europa e influencia en la temperatura. <i>B. Franch y J.A. Sobrino</i>	22
• Clasificación de unidades geológicas sobre la superficie lunar. <i>I. Ordóñez Etxeberria y A. Bastarrika Izagirre</i>	34
• Estimación de la evapotranspiración real en ecosistemas mediterráneos de Chile mediante datos ASTER y MODIS. <i>L. Olivera, C. Mattar y M. Galleguillos</i>	46
• Estudio de la variación angular de la emisividad del crudo para la identificación de vertidos marinos en el infrarrojo térmico. <i>R. Nicolòs, C. Doña, M. Bisquert, E. Valor y V. Caselles</i>	57
• Modelos espaciales de la dinámica de la vegetación en escenarios de cambio climático en el «Timberline» selva nublada - paramo de la vertiente norte de la Sierra Nevada de Mérida (Venezuela); escenario B1 y situación constante. <i>W. Santaella</i>	63

CASOS PRÁCTICOS

• Simple models to estimate soybean and corn percent ground cover with vegetation indices from MODIS <i>M. Bocco, G. Ovando, S. Sayago y E. Wellington</i>	83
• Cartografía de la cobertura de la tierra basada en la clasificación espectro-temporal de imágenes Landsat 7-ETM+ y en una leyenda de clases de ocupación del suelo en un territorio de Cuba occidental. <i>D. R. Ponvert-Delisle Batistay I. Reyes Alonso</i>	92
• Monitoring macrophytes cover and taxa in Utah Lake by using 2009-2011 Landsat digital imagery. <i>S. Rivera, K. Landom y T. Crowl</i>	106
• Realización de mapas de cobertura de la tierra a partir de imágenes polarimétricas. <i>D. Hernández, D. Pinilla</i>	116
• TESIS DOCTORAL: Discriminación de infestaciones de malas hierbas crucíferas en cultivos anuales de invierno utilizando imágenes de alta resolución espacial mediante métodos basados en píxeles, objetos y redes neuronales para su control de precisión	122
• TESIS DOCTORAL: A model to estimate daily albedo from remote sensing data. Accuracy assessment of MODIS MCD43 product.....	125
• TESIS DOCTORAL: Thermal Remote Sensing of urban areas. The case study of the Urban Heat Island of Madrid	128

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/TTRIO. Louis Pasteur University. nerry@lsiit.u-strasbg.fr

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

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

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

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

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

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

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

Raul.zurita@wur.nl

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@fa1.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: Pendiente (%) de la evolución del albedo entre 2002 y 2011 en Europa y norte de Africa.

Editorial

Estimados socios y lectores,

En este número 39 de la Revista de Teledetección se publican un total de seis artículos correspondientes a diversas temáticas, entre las que se encuentran la elaboración y validación de un modelo jerárquico derivado de SIOSE, el análisis de la evolución del albedo en Europa y su influencia en la temperatura, un estudio de teledetección aplicado a la clasificación geológica de la superficie lunar, la estimación de la evapotranspiración en una zona de Chile mediante datos ASTER y MODIS, el estudio de la variación angular de la emisividad del crudo y la modelización de la dinámica de la vegetación en una zona de Venezuela bajo distintos escenarios de cambio climático.

Este número incluye también la publicación de cuatro casos prácticos, en los que se presentan aplicaciones de modelos basados en índices de vegetación para la predicción del crecimiento de cultivos, una cartografía de un territorio de Cuba occidental a partir de imágenes Landsat, un estudio del ecosistema en el lago Utah con imágenes Landsat y la realización de mapas de cobertura terrestre con imágenes polarimétricas en Colombia.

En «Reseñas de Tesis» se incluyen un total de tres tesis doctorales: la primera desarrollada en el Instituto de Agricultura Sostenible en Córdoba y dedicada a la discriminación de infestaciones de malas hierbas en cultivos de invierno utilizando imágenes de alta resolución espacial; la segunda y la tercera realizadas en Laboratorio de Procesado de Imágenes de la Universitat de València, y dedicadas al desarrollo de un modelo de estimación de albedo diario y al estudio del efecto de isla térmica en la ciudad de Madrid.

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

José A. Sobrino
Director

Información y normas para los autores

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

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

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

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

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

PRESENTACIÓN DE ORIGINALES

1. ARTÍCULOS

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

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

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

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

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

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

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

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

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

2. PRESENTACIÓN DE CASOS PRÁCTICOS

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

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

3. CRÍTICAS DE LIBROS O PROGRAMAS

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

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

ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN

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

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

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

Elaboración y validación de un modelo jerárquico derivado de SIOSE

I. Cantarino Martí

*Universidad Politécnica de Valencia. Depto. Ingeniería del Terreno.
C.º de Vera, s/n. 46022 Valencia, España*

Resumen

El Sistema de Información de Ocupación del Suelo de España (SIOSE) es un modelo de ocupación del suelo orientado a objetos con un elevado grado de detalle y con una enorme versatilidad de empleo. Sin embargo, para aplicaciones de carácter generalista su implementación suele ser compleja, adaptándose mejor en estos casos los modelos de tipo jerárquico, tales como Corine Land Cover (CLC). En el presente trabajo se describe la obtención de un modelo jerárquico derivado de SIOSE, así como su validación con otro modelo de referencia, como CLC, y el visor Iberpix

Palabras clave: Cobertura del suelo, SIOSE, CLC, Iberpix, modelo jerárquico, validación.

Abstract:

Development and validation of a hierarchical model SIOSE derivative

The Information System of Land Occupation of Spain (SIOSE) is a land cover model object-oriented with a high degree of detail and with a great versatility of use. However, for applications generalist their implementation is often complex, adapting better in these cases hierarchical models, such as Corine Land Cover (CLC). This paper describes the production of a hierarchical model SIOSE derivative and its validation with another reference model CLC, and viewer Iberpix.

Key words: Land cover, SIOSE, CLC, Iberpix, hierarchical model, validation.

Modelos de usos del suelo

Como es bien sabido, en el último decenio se ha avanzado mucho en la cartografía de usos del suelo, tanto en su definición como en su presentación. En España, los dos proyectos sobre usos del suelo de referencia son el Corine Land Cover y SIOSE, proyectos que tanto en concepto como desarrollo presentan importantes diferencias y que se detallan en los apartados siguientes. Sin embargo, ambos están gestionados y coordinados por el Instituto Geográfico Nacional.

Corine Land Cover

El programa *CORINE (Co-ordination of Information on the Environment)* fue establecido por la Comisión Europea en 1985 (CE/338/85) con el objetivo de recopilar, coordinar y homogeneizar la información sobre el estado del medio ambiente y los recursos naturales a nivel europeo, y todo ello en el contexto de los Sistemas de Información Geográfica (*GIS*).

El proyecto sobre coberturas del suelo, *CORINE Land Cover (CLC)* es responsabilidad de

* Autor para la correspondencia: icantari@trr.upv.es
Recibido: 10-01-13; Aceptado: 28-03-13.

Tabla 1. Características modelos CLC y SIOSE2005

	CLC	SIOSE2005
Escala	1:100.000	1:25.000
Superficie mínima (MMU)	25 ha	0.5 ha: Cultivos forzados, coberturas húmedas, playas, vegetación de ribera y acantilados marinos. 1 ha: Zonas urbanas y láminas de agua. 2 ha: Zonas agrícolas, forestales y naturales.
Anchura mínima elementos lineales	100 m.	15 m
Modelo de datos	Jerárquico: 44 clases al nivel 3 y 58 clases al nivel 4	Orientado a objetos: 40 clases simples y 46 clases compuestas predefinidas, sin incluir tipos de atributos.

la Agencia Europea del Medio Ambiente (*European Environment Agency, EEA*) desde 1995, quien distribuye los datos en su *web*. Actualmente existen 3 ediciones de *CLC* con fechas de referencia 1990, *CLC90*, 2000, *CLC2000*, y 2006, *CLC2006*; estando prevista una nueva actualización para 2012.

En el presente artículo se va a trabajar con la última versión disponible, la del año 2006. Sus principales características técnicas se detallan en la Tabla 1.

SIOSE

A pesar del gran avance que ha constituido *CLC* como primera base de datos de usos del suelo de ámbito europeo y duración prolongada en el tiempo, su falta de resolución en algunos aspectos clave hizo pronto patente la necesidad de una mayor información que la proporcionada por *CLC*, al menos a escala nacional. Por esta razón en 2005 la Dirección General del Instituto Geográfico Nacional (IGN, <http://www.ign.es/>) puso en marcha el denominado **Sistema de Información de Ocupación del Suelo de España** (SIOSE, <http://www.siose.es/siose/>) con el objeto de generar una base de datos de ocupación y uso del suelo para toda España a escala 1:25.000 con imágenes de referencia correspondientes a 2005 (*SIOSE2005*). Aunque los datos de ocupación han sido ampliamente desarrollados, la parte de usos está actualmente todavía en elaboración.

En la actualidad sólo está disponible *SIOSE2005*, que es la base de datos utilizada en es-

te trabajo, estando ya en producción *SIOSE2009* y *SIOSE2011*, esta última para dar servicio a la producción de *CLC2012*.

Sus principales características técnicas comparadas con *CLC* aparecen en la Tabla 1.

Caracterización de recintos

Según se desprende del análisis de la Tabla 1, las distintas escalas de trabajo diferencian claramente ambos tipos de modelos; sin embargo, es mucho más significativa la diferencia entre los tipos de modelos de datos, pues provoca una dificultad añadida en su comparación. Así, frente al modelo jerárquico tradicional seguido por *CLC* de asignación de una única cobertura a todo un polígono en función de la cobertura dominante, SIOSE se basa en un modelo de datos con filosofía de orientación a objetos. Partiendo de dos entidades fundamentales: el polígono y la cobertura asociada al mismo, SIOSE describe las coberturas de cada polígono a partir de una clasificación inicial de coberturas simples, y mediante una serie de parámetros, atributos, relaciones y reglas de consistencia (ETN SIOSE 2011a, 2011b, 2011c, 2011d, 2011e).

De esta forma SIOSE no se limita a una mera clasificación de polígonos en función de una única nomenclatura, sino que posibilita la asignación de una o múltiples coberturas, incluyendo coberturas compuestas, susceptibles de anidación, para un único polígono, mediante porcentajes de ocupación y atributos, y todo ello sujeto a unas reglas precisas. Por tanto SIOSE ofrece una información mucho más

compleja que las clasificaciones temáticas tradicionales a las que estamos acostumbrados, pero a su vez es mucho más versátil, ya que puede ser adaptada a las necesidades del propio investigador.

Sin embargo, en muchas ocasiones, no es preciso descripciones tan detalladas de cada uno de los polígonos, puesto que dificulta su utilización, las generalizaciones y su mapeo en aplicaciones sencillas. El IGN, consciente de este problema, ha desarrollado un modelo jerárquico simplificado, de carácter no oficial, empleado para ciertos visores de datos. En concreto, nos referimos a la aplicación de visualización **Iberpix** (www.ign.es/iberpix2/visor/), herramienta que permite visualizar imágenes y mapas del IGN de forma sencilla y rápida. En este visor, la descripción adoptada para los usos del suelo tiene como fuente el modelo SIOSE, pero asignando una clasificación de tipo jerárquico, de modo que cada polígono pertenece a una única clase, según un criterio de cobertura mayoritaria.

Si se analiza la tabla de visualización que ofrece Iberpix para SIOSE en 23 clases es evidente que no puede satisfacer óptimamente las necesidades de clasificación de tipo jerárquico y equivalente a las que dispone CLC, que son 44, como ya se ha indicado. Podemos destacar que una clase de especial relevancia, como es la que describe el tejido urbano, se encuentra reducida únicamente al tipo «Urbano» sin mayor concreción. Pero también aparecen las clases «Combinaciones de Vegetación», «Combinaciones de Cultivos», «Combinaciones de cultivos y vegetación», etc., de contenido especialmente vago y sin detallar sus características. Afortunadamente, en la última versión del visor (Iberpix2), ya es posible apreciar el porcentaje de ocupación de cada una de las clases SIOSE que se dan en cada recinto, con solo pasar el cursor sobre el recinto.

Otras nomenclaturas jerárquicas a partir de SIOSE están en desarrollo (Delgado *et al.*, 2012), e incluso metodologías que permitan homogeneizar bases de datos sobre coberturas del suelo con diferentes nomenclaturas y estructuras están siendo objeto de atención por parte de diversos proyectos europeos (*HLandATA*, <http://www.hlandata.eu/>; *EAGLE*, <http://sia.eionet.europa.eu/EAGLE/>); sin em-

bargo, en la actualidad no está disponible una nomenclatura jerárquica para SIOSE con carácter público. El IGN está ensayando una pasarela de SIOSE a CLC (Valcárcel, 2011), pero hasta el momento la transición entre ambas bases de datos no es en modo alguno obvia, y un algoritmo de transformación no ha sido publicado.

Surge la necesidad entonces de emplear un modelo de usos del suelo con la precisión de SIOSE, pero con una asignación simple de cada una de las entidades que la componen, pero que mantenga unas clases descriptivas similares a CLC, aunque no necesariamente idénticas o sujetas estrictamente a su definición. Esta es la justificación de acometer el trabajo que ahora se presenta, una pasarela que permita convertir la descripción compleja de SIOSE en una más simple y funcional y de tipo jerárquico: es el **Modelo Jerárquico SIOSE (MJS)**

La pasarela SIOSE a MJS

El planteamiento general consiste en crear una serie de rutinas que, en primer lugar, simplifiquen el identificador o rótulo SIOSE, y que posteriormente, basándose en una regla de tipo iterativo, pueda clasificar polígonos de forma única (cada polígono o entidad SIOSE solo puede ir a una clase MJS) y exhaustiva (todos los polígonos deben ser clasificados). Esta clasificación se hará acorde con una nomenclatura basada en niveles y clases, similar a la empleada en el programa Corine.

El elemento fundamental sobre el que se va a trabajar es el denominado rótulo SIOSE. Cada polígono dispone de un indicador identificativo único, así como un rótulo o código donde se incluyen las coberturas existentes en el polígono correspondiente, afectadas por sus respectivos porcentajes de ocupación. Una cobertura, además, puede tener un atributo que añade cierta información a la cobertura que afecta (como tipo de irrigación, edificación, ...)

El proceso de asignar una clase MJS a un determinado polígono SIOSE consiste en resolver las siguientes etapas:

1. Crear una tabla de clases MJS con sus correspondencias a SIOSE

2. Obtener un código plano sencillo a partir del rótulo complejo SIOSE
3. Definir reglas de asignación entre el código plano y las clases MJS
4. Establecer el procedimiento de aplicación de dichas reglas.

Tabla de clases y correspondencias

Se ha creado una tabla de estructura jerárquica con 4 niveles y 83 clases o etiquetas MJS, con una organización similar a *CLC*, pero con una numeración de clases distinta (Tabla 2). A partir de ésta se establece una tabla de correspondencias exhaustiva entre todas las coberturas y atributos SIOSE con las etiquetas de las clases MJS.

La correspondencia se puede asimilar fácilmente a las clases de *CLC*, siendo éste un objetivo importante para las aplicaciones posteriores de MJS, aunque no necesariamente esta equivalencia se produce siempre, debido tanto al mayor grado de detalle de SIOSE como a la existencia de clases específicas *CLC*. En efecto, algunas coberturas SIOSE no tienen equivalencia directa con *CLC*, y se han creado clases MJS exclusivas e independientes de *CLC*. En el otro aspecto, tampoco aparecen en MJS algunos tipos de matorral (esclerófilo/mesófilo), asociaciones de cultivos, etc., al ser clases de *CLC* sin equivalencia en SIOSE.

De esta manera, la asignación de coberturas SIOSE con sus atributos es como sigue:

$$CB_{1atr} \rightarrow Etq_1; CB_{2atr} \rightarrow Etq_2, \dots$$

Siendo:

CB_{natr} : Cobertura SIOSE con atributo específico.

Etq_n : Etiqueta o clase MJS

Muchos de los atributos SIOSE no han sido finalmente empleados por no tener una asignación directa en las clases MJS. Sí se han mantenido todos los atributos de artificial y los que diferencian secanos y regadíos en cultivos.

Sobre estas listas de coberturas SIOSE, y dado que las coberturas son mucho más numerosas que las clases de MJS, se procede a agruparlas automáticamente según las etiquetas MJS para su posterior procesado.

Así, estas agrupaciones definen las coberturas SIOSE que tienen la misma etiqueta MJS:

$$\begin{aligned} Etq1 & \{CB_{n1atr}, CB_{n2atr}, CB_{n3atr}, \dots\}, \\ Etq2 & \{CB_{m1atr}, CB_{m2atr}, CB_{m3atr}, \dots\}, \dots \end{aligned} \quad [1]$$

El listado de todas las coberturas SIOSE aparece en las Tablas Planas de la documentación original SIOSE. De acuerdo con esta documentación, y sumando las coberturas de las Tablas Planas, aparecen un total de 257 coberturas distintas cuando se afectan por todos sus posibles atributos.

Tabla 2. Estructura jerárquica MJS: clases y niveles

1. SUPERFICIES ARTIFICIALES

- 1.1. *Zonas urbanas*
 - 1.1.1. Tejido urbano continuo: casco
 - 1.1.2. Tejido urbano discontinuo.
 - 1.1.2.1. Ensanche
 - 1.1.2.2. Discontinuo
- 1.2. *Zonas de actividad*
 - 1.2.1. Actividad primaria
 - 1.2.1.1. Explotaciones agrícolas, ganaderas o forestales
 - 1.2.1.2. Piscifactorías
 - 1.2.1.3. Minero extractivo
 - 1.2.2. Actividad industrial: polígonos, industrias aisladas
 - 1.2.2.1. Polígonos industriales
 - 1.2.2.2. Industrias aisladas
 - 1.2.2.3. Elementos anejos: naves, viales, aparcamientos
 - 1.2.3. Servicios: comercial, oficinas, complejos hoteleros
 - 1.2.3.1. Comercial y oficinas
 - 1.2.3.2. Complejos hoteleros

Tabla 2. Estructura jerárquica MJS: clases y niveles (cont.)

1.2.4.	Equipamiento diverso/Dotacional
1.2.4.1.	Administrativo institucional
1.2.4.2.	Sanitario
1.2.4.3.	Cementerio
1.2.4.4.	Educación
1.2.4.5.	Penitenciario
1.2.5.	Equipamiento deportivo/recreativo/cultural
1.2.5.1.	Equipamiento deportivo, campo golf
1.2.5.2.	Parque recreativo, camping
1.2.5.3.	Parque urbano
1.2.5.4.	Cultural, religioso
1.3.	<i>Infraestructuras</i>
1.3.1.	Transporte
1.3.1.1.	Redes viarias y terrenos asociados.
1.3.1.2.	Redes ferroviarias y terrenos asociados.
1.3.1.3.	Zonas portuarias.
1.3.1.4.	Aeropuertos.
1.3.2.	Energía
1.3.3.	Telecomunicaciones
1.3.4.	Suministro de agua
1.3.4.1.	Depuradoras y potabilizadoras / desalinizadoras
1.3.4.2.	Conducciones y canales
1.3.5.	Residuos, vertederos y escombreras
1.3.5.1.	Vertederos y escombreras
1.3.5.2.	Plantas de tratamiento
1.4.	<i>En construcción</i>
1.4.1.	Zonas urbanas
1.4.1.1.	Zonas urbanas en construcción
1.4.1.2.	Zonas urbanas no edificadas (SNE)
1.4.2.	Estructuras de tipo público o industrial
1.4.3.	Infraestructuras en construcción
2.	ZONAS AGRÍCOLAS
2.1.	<i>Tierras de labor</i>
2.1.1.	Tierras de labor en secano
2.1.2.	Terrenos regados permanentemente
2.1.2.1.	Cultivo normal
2.1.2.2.	Cultivo forzado
2.1.3.	Arrozales
2.2.	<i>Cultivos permanentes</i>
2.2.1.	Frutales cítricos
2.2.1.1.	Secano
2.2.1.2.	Regadío
2.2.2.	Frutales no cítricos
2.2.2.1.	Secano
2.2.2.2.	Regadío
2.2.3.	Olivares
2.2.3.1.	Secano
2.2.3.2.	Regadío
2.2.4.	Viñedos
2.2.4.1.	Secano
2.2.4.2.	Regadío
2.2.4.	Otros cultivos leñosos
2.2.5.1.	Secano
2.2.5.2.	Regadío
2.3.	<i>Prados y praderas</i>
2.3.1.	Prados y praderas

Tabla 2. Estructura jerárquica MJS: clases y niveles (cont.)

2.4.	<i>Zonas agrícolas heterogéneas</i>
2.4.1.	Asociación de cultivos anuales con permanentes
2.4.2.	Mosaico de cultivos anuales/permanentes/pastos
2.4.2.1.	Sin edificación residencial
2.4.2.2.	Con edificación residencial
2.4.3.	Terrenos agrícolas con vegetación natural
2.4.4.	Sistemas agroforestales (dehesas).
3.	ZONAS FORESTALES CON VEGETACIÓN NATURAL Y ESPACIOS ABIERTOS
3.1.	<i>Bosques</i>
3.1.1.	Bosques de frondosas
3.1.1.1.	Bosques de frondosas caducifolias
3.1.1.2.	Bosques de frondosas perennifolias
3.1.1.3.	Mezcla de caducifolias/perennifolias
3.1.2.	Bosques de coníferas
3.1.3.	Bosque mixto
3.2.	<i>Espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea</i>
3.2.1.	Pastizales naturales
3.2.1.1.	Supraforestales (alta montaña)
3.2.1.2.	Otros pastizales
3.2.2.	Matorrales
3.2.2.1.	Matorral esclerófilo/mesófilo
3.2.2.2.	Matorral boscoso
3.3.	<i>Espacios abiertos con poca o sin vegetación</i>
3.3.1.	Playas, dunas y arenales
3.3.2.	Suelo desnudo
3.3.3.	Zonas quemadas
3.3.4.	Glaciares y nieves permanentes
3.3.5.	Ramblas
3.3.6.	Roquedo
3.3.6.1.	Acantilados marinos
3.3.6.2.	Afloramientos rocosos, roquedos y canchales
3.3.6.3.	Coladas lávicas cuaternarias
4.	ZONAS HÚMEDAS
4.1.	<i>Zonas húmedas continentales</i>
4.1.1.	Humedales y zonas pantanosas
4.1.2.	Turberas y prados turbosos
4.1.3.	Salinas continentales
4.2.	<i>Zonas húmedas litorales</i>
4.2.1.	Marismas
4.2.2.	Salinas marinas
5.	SUPERFICIES DE AGUA
5.1.	<i>Aguas continentales</i>
5.1.1.	Cursos de agua
5.1.2.	Láminas de agua
5.1.2.1.	Lagos y lagunas
5.1.2.2.	Embalses
5.1.2.3.	Cubetas artificiales
5.2.	<i>Aguas marinas</i>
5.2.1.	Lagunas costeras
5.2.2.	Estuarios
5.2.3.	Mares y océanos

Código plano

El proceso de creación de un código plano a partir del rótulo original SIOSE es fundamental para poder obtener los porcentajes de coberturas directamente. Básicamente consiste en eliminar ciertos contenidos que no aportan más información dejando un código simplificado de coberturas sin paréntesis y sin repeticiones.

Los tipos de coberturas originales que componen el rótulo SIOSE son:

— Las coberturas simples. Se mantienen sin modificar en el código plano, y afectadas por su porcentaje original.

— Las coberturas compuestas no predefinidas. Tienen tres opciones:

- Mosaico regular (letra R, seguida de paréntesis): se componen exclusivamente de coberturas simples, que son las que se mantienen con sus porcentajes originales.

- Mosaico irregular (letra I, seguida de paréntesis): es el mismo caso anterior.

- Asociación (letra A, seguida de paréntesis): puede contener tanto coberturas simples como compuestas predefinidas. El número de asociaciones distintas dentro del mismo rótulo puede llegar hasta seis.

— Las coberturas compuestas predefinidas. En general, son coberturas compuestas seguidas de paréntesis con coberturas simples en su interior; esta cobertura compuesta es la que se mantiene únicamente. Tan sólo se abre la cobertura compuesta OVD (Olivar-Viñedo) y se trasladan sus porcentajes a las coberturas simples equivalentes.

Al final del proceso, el código plano resultante es del tipo:

$$p_1CB_1atr_p_2CB_2atr_ \dots p_iCB_iatr \quad [2]$$

Siendo:

CB_1, CB_2, \dots, CB_i , las coberturas SIOSE (simples o compuestas predefinidas), sin repetir.

p_1, p_2, \dots, p_i , los porcentajes de las coberturas, de modo que $\sum p_i = 100$

atr: atributos originales SIOSE, que se mantienen siempre.

Reglas de asignación

Se establecen dos tipos de regla para asignar la etiqueta MJS: la de dominancia simple

(o regla simple) y la compuesta. Estas reglas tratan de emular las especificaciones técnicas de *CLC* (Bossard *et al.*, 2000; Büttner *et al.*, gallejo 2006; AEMA 2007) y el Manual de Fotointerpretación de SIOSE (ETN SIOSE 2011d).

La regla simple

La regla simple consiste en asignar la etiqueta correspondiente a la agrupación de coberturas fija que presenta el mayor porcentaje o dominancia sobre el resto de las existentes en el código plano, comenzando por un cierto porcentaje umbral. Es decir, si una agrupación iguala o supera este porcentaje umbral, entonces se le asigna a la entidad SIOSE dicha etiqueta. Esta regla se ejecuta desde dentro de la rutina principal.

La regla compuesta

Estas reglas establecen unos umbrales mínimos de porcentajes para las coberturas SIOSE (o sus agrupaciones temporales) que forman la combinación estándar de la regla, y que debe satisfacer el código plano. Estos umbrales son distintos que los aplicados en la regla simple.

Están pensadas para polígonos SIOSE que no presentan un porcentaje netamente mayoritario, y donde no sería correcto aplicar la regla simple. Tienen su equivalencia en el modelo *CLC* en aquellas clases que son asociaciones de coberturas sin predominancia clara, y que en ocasiones reciben la denominación de «mosaico».

Pero también las reglas compuestas establecen preferencias para coberturas simples SIOSE. Así, si seguimos las especificaciones técnicas de *CLC*, se establece la clase urbana a partir de un 30% de edificación (IGN 2011).. Aplicando este mismo criterio a MJS, su cobertura urbana habría que complementarla sobre la regla simple, incluyendo una regla compuesta de tipo «único» (es decir, con una sola cobertura), en donde el porcentaje umbral es menor que el general de la regla simple; a esta disposición se le llama *regla compuesta única*.

Estas reglas se aplican a las coberturas SIOSE urbanas; como ejemplo, la regla denominada *UDS*:

$$UDS = [\{\langle UDS \rangle:40\}, \langle 1121 \rangle]$$

Es decir, si un código plano presenta un porcentaje de Urbano Discontinuo (UDS) $\geq 40\%$, la entidad SIOSE correspondiente se considera perteneciente a la clase MJS 1121 («Tejido urbano discontinuo: ensanche»).

Para la cobertura EDFva («Edificación de viviendas aisladas»), que puede formar parte de combinaciones de tipo agrario, se requiere que exista una cierta superficie de VAP («Viales y aparcamientos») para considerarlo zona urbana, lo que se denomina *regla compuesta pareada*. Un ejemplo es la denominada *UCS3*:

$$UCS3 = [\{\langle EDFem \rangle:30, \langle VAP \rangle:20\}, \langle 1110 \rangle]$$

Aquí, una entidad que presente una ED-Fem $\geq 30\%$ y que contenga también VAP $\geq 20\%$ se considera con la etiqueta MJS 1110 («Tejido urbano continuo»).

Fuera del ámbito urbano, algo parecido ocurre con las coberturas forestales, donde dominan las frondosas sobre las coníferas, éstas sobre los pastizales, y todos ellos sobre las zonas rocosas. Como ejemplo, un polígono con 60% de pastizal y 40% de frondosas caducifolias, según el manual técnico *CLC* (IGN, 2002) se debe clasificar como bosque de frondosas caducifolias. Así, se establecen unas coberturas compuestas pareadas para determinar estas preferencias, diferentes de las reglas simples.

Sin embargo, la preferencia de bosque sobre matorral ya es lo que se define como *regla compuesta de agrupación*. Este tipo de regla exige realizar una agrupación de coberturas SIOSE de tipo temporal que incluya coberturas afines bajo una misma denominación. Un ejemplo es la siguiente regla para obtener el matorral boscoso *MTRbosc*:

$$MTRbosc = [\{\langle MTR \rangle:50, \langle BSC \rangle:30\}, \langle 3222 \rangle]$$

MTR («matorral») es una cobertura original SIOSE,

BSC es una agrupación temporal en la rutina de cálculo que incluye a las coberturas de bosque SIOSE (frondosas perennifolias, caducifolias y coníferas: FDP, FDC y CNF)

50 y 30 son los umbrales de porcentaje mínimo que el código plano debe satisfacer para que se le asigne la etiqueta 3222

En resumen, el número total de reglas compuestas, incluyendo las simples, pareadas y de agrupación, es de 36.

Proceso general de asignación de etiquetas

El proceso de asignación de etiquetas MJS se basa en un proceso iterativo en las dos tipos de reglas establecidas anteriormente, comenzando siempre por la regla simple. Así, se realiza una primera pasada de todos los códigos planos aplicando la regla simple y buscando una dominancia clara, establecida actualmente en el 65% (lo que supone aproximadamente los 2/3 de la superficie de un determinado polígono). Los porcentajes buscados son para las agrupaciones MJS anteriores, no para las coberturas originales SIOSE (véase [1]).

Así, para un determinado polígono con código plano del tipo indicado en [2], si CB_{1atr} y CB_{2atr} pertenecen a la misma agrupación MJS de etiqueta $Etq(i)$ y si $p_1 + p_2 = 65\%$, entonces se le asigna la etiqueta $Etq(i)$ al polígono.

Si ninguna agrupación MJS cumple, se realiza una segunda pasada mediante las baterías de reglas compuestas, con el fin de localizar códigos que presentan características específicas o singulares a extraer del resto, tal como se ha explicado en el apartado anterior.

A partir de aquí comienza una iteración secuencial de las dos pasadas anteriores, reduciendo en un 10% cada vez los porcentajes de dominancia y umbrales de las reglas compuestas. En la iteración número 6, el umbral de mayoría simple ya se sitúa en el 33%, por debajo del cual se entiende que ya no existe ningún tipo de dominancia clara. Sin embargo, debido a que el proceso de selección es muy secuencial, y las reglas compuestas seleccionan las combinaciones especiales, es posible alcanzar la iteración número 7 y siguientes. Pero estos casos son muy escasos, inferiores generalmente al 0,5% sobre el total de polígonos de una provincia. Así, solamente se ha dado un caso de asignación en la iteración n.º 9, y unos 400 para la iteración 8.

De esta manera se pueden resolver todos los casos de código plano. Aquellos casos resueltos en las últimas iteraciones dan lugar a asignaciones a nuestro entender bastante coherentes. Esto, unido a su bajo número, nos permite dar por bueno el resultado, evitando tener que resolver estos casos mediante otro tipo de técnicas, que implicarían conceptos de contigüidad o proximidad de explicación y aplicación mucho más complejas.

Análisis global del modelo

Una vez realizada la reasignación completa de todos los polígonos originales SIOSE a la cla-

sificación MJS, es posible realizar un resumen de las clases principales e incluir la superficie de cada una de ellas. En esta ocasión, se va a trabajar con las 49 clases que se obtienen a nivel 3, en vez de las 83 disponibles a nivel 4

Es muy ilustrativa la comparación con un modelo global de referencia como es la cartografía ofrecida por *Corine Land Cover* del año 2006, ya comentada anteriormente. Es el modelo jerárquico por excelencia en Europa, y además está sujeto a una evaluación sistemática (EEA, 2006), y por ello, de gran fiabilidad. Su nivel 3 está compuesto por 44 clases, y relativamente similar al que ofrece MJS.

Los datos de superficie para cada clase de nivel 3 para MJS y *CLC* se ofrecen en la Tabla 3:

Tabla 3. Resumen MJS nivel 3. Comparación con CLC nivel 3

	Modelo MJS 2005		Modelo CLC 2006	
	Sup (km ²)	%	Sup (km ²)	Clase CLC
1. Superficies artificiales	15655	3.09	10087	
1.1. Zonas urbanas	6318	1.25	6290	
1.1.1. Tejido urbano continuo: casco	1659	0.33	2919	111
1.1.2. Tejido urbano discontinuo	4660	0.92	3371	112
1.2. Zonas de actividad	4560	0.90	2573	
1.2.1. Actividad primaria	1500	0.30	756 (1)	131
1.2.2. Actividad industrial: polígonos, industrias aisladas	1744	0.34	1468	121
1.2.3. Servicios: comercial, oficinas, complejos hoteleros	176	0.03	(2)	
1.2.4. Equipamiento diverso/Dotacional	378	0.07	(2)	
1.2.5. Equipamiento deportivo/recreativo/cultural	762	0.15	349	141, 142
1.3. Infraestructuras	3386	0.67	570	
1.3.1. Transporte	2625	0.52	511	122, 123, 124
1.3.2. Energía	118	0.02	(2)	
1.3.3. Telecomunicaciones	4	0.00	(2)	
1.3.4. Suministro de agua	256	0.05	(2)	
1.3.5. Residuos, vertederos y escombreras	384	0.08	59	132
1.4. En construcción	1391	0.27	713	
1.4.1. Zonas urbanas	908	0.18	(3)	
1.4.2. Estructuras de tipo público o industrial	251	0.05	713	133
1.4.3. Infraestructuras en construcción	232	0.05	(4)	
2. Zonas agrícolas	222352	43.94	253492	
2.1. Tierras de labor	134930	26.66	120975	
2.1.1. Tierras de labor en seco	118310	23.38	97529	211
2.1.2. Terrenos regados permanentemente	15286	3.02	22000	212
2.1.3. Arrozales	1334	0.26	1446	213
2.2. Cultivos permanentes	45739	9.04	35929	
2.2.1. Frutales cítricos	3193	0.63	8930	222
2.2.2. Frutales no cítricos	8539	1.69	(5)	
2.2.3. Olivares	23249	4.59	18655	223

Tabla 3. Resumen MJS nivel 3. Comparación con CLC nivel 3 (cont.)

	Modelo MJS 2005		Modelo CLC 2006	
	Sup (km ²)	%	Sup (km ²)	Clase CLC
2.2.4. Viñedos.	9897	1.96	8394	221
2.2.5. Otros cultivos leñosos	861	0.17	(3)	
2.3. <i>Prados y praderas</i>	6164	1.22	6478	
2.3.1. Prados y praderas	6164	1.22	6478	231
2.4. <i>Zonas agrícolas heterogéneas</i>	35519	7.02	90110	
2.4.1. Asociación de cultivos anuales con permanentes	3366	0.67	1404	241
2.4.2. Mosaico de cultivos anuales/permanentes/pastos	4501	0.89	38772	242
2.4.3. Terrenos agrícolas con vegetación natural	1932	0.38	24977	243
2.4.4. Sistemas agroforestales (dehesas)	25719	5.08	24957	244
3. Zonas forestales con vegetación natural y espacios abiertos	263495	52.07	238160	
3.1. <i>Bosques</i>	94879	18.75	91284	
3.1.1. Bosques de frondosas	40257	7.96	37517	311
3.1.2. Bosques de coníferas	42392	8.38	38738	312
3.1.3. Bosque mixto	12230	2.42	15029	313
3.2. <i>Espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea</i>	152900	30.21	134521	
3.2.1. Pastizales naturales	66688	13.18	26716	321
3.2.2. Matorrales	86212	17.04	108673	322, 323, 324
3.3. <i>Espacios abiertos con poca o sin vegetación</i>	15716	3.11	12355	
3.3.1. Playas, dunas y arenales.	371	0.07	463	331
3.3.2. Suelo desnudo	8277	1.64	9368	333
3.3.3. Zonas quemadas	895	0.18	549	334
3.3.4. Glaciares y nieves permanentes	2	0.00	3	335
3.3.5. Ramblas	315	0.06	(3)	
3.3.6. Roquedo	5855	1.16	2128	332
4. Zonas húmedas	983	0.19	1062	
4.1. <i>Zonas húmedas continentales</i>	97	0.02	550	
4.1.1. Humedales y zonas pantanosas	72	0.01	544	411
4.1.2. Turberas y prados turbosos	17	0.00	6	412
4.1.3. Salinas continentales	8	0.00	(3)	
4.2. <i>Zonas húmedas litorales</i>	887	0.18	496	
4.2.1. Marismas	738	0.15	298	421
4.2.2. Salinas marinas	149	0.03	198	422
5. Superficies de agua	3556	0.70	3117	
5.1. <i>Aguas continentales</i>	3402	0.67	2945	
5.1.1. Cursos de agua.	788	0.16	463	511
5.1.2. Láminas de agua.	2614	0.52	2482	512
5.2. <i>Aguas marinas</i>	155	0.03	173	
5.2.1. Lagunas costeras	81	0.02	77	521
5.2.2. Estuarios	74	0.01	96	522
5.2.3. Mares y océanos	0	—	—	523
Superficie Total de España	506042	100.0	505919	

Fuente: Elaboración propia. Fichero vectorial de CORINE Land Cover 2006 del Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG). Instituto Geográfico Nacional (IGN). Descargado el 13/09/2010. (1) CLC solo incluye la actividad extractiva minera. (2) Queda incluida en la clase 121 CLC. (3) Sin equivalencia en CLC. (4) Queda incluida en la clase 133 CLC. (5) Queda incluida en la clase 222 CLC.

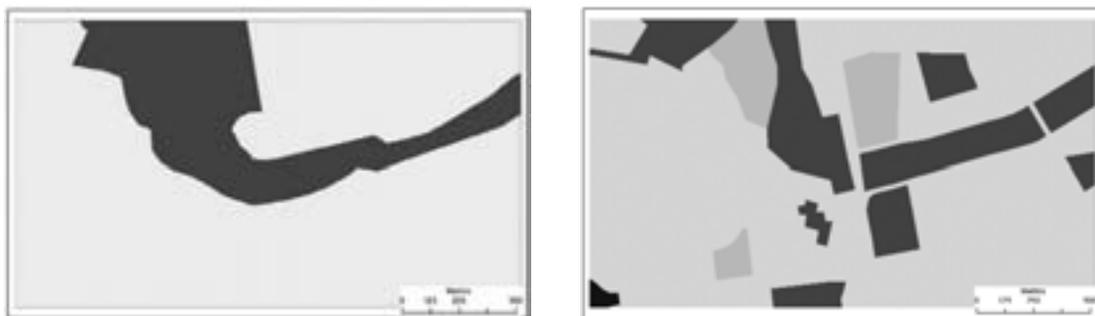


Figura 1. CLC nivel 3 (izquierda) con 2 clases. Iberpix nivel 3 (derecha), con 4 clases.

El grado de detalle que puede alcanzar el modelo MJS queda patente especialmente en zonas de coberturas artificiales. En efecto, comparando CLC, Iberpix y MJS al nivel 3 para el mismo sector de unos 3 km² del centro urbano de la ciudad de Valencia, se pueden apreciar fácilmente las diferencias en las figs. 1 y 2 siguientes.

Validación

La comparativa anterior ofrece unas primeras conclusiones, pero se considera conveniente realizar un proceso de validación más completo, ya que permite conocer el grado de fiabilidad o ajuste a la realidad que pretende definir este modelo y, por tanto, es un proceso exigible tanto por la comunidad científica como por el resto de los usuarios. Aunque el modelo original de referencia, el SIOSE, se considera validado por los productores de esta cartografía, sin embargo los productos jerárquicos derivados, que deben aplicar una serie de criterios para obtener un código único, necesitan de un cierto refrendo para garantizar el resultado.

En este proceso se va a seguir utilizando como producto de referencia (verdad terreno) la cartografía ofrecida por CLC-2006, ya comentada anteriormente. Sin embargo, hay que tener en cuenta que cuando se utiliza CLC para la comparación con otros modelos de información de usos del suelo pero de diferente escala, se pueden obtener conclusiones erróneas si no se tienen en cuenta estas diferentes escalas, al aparecer discrepancias por la inexactitud de coincidencia en los límites de polígonos. Por ello, CLC no debería usarse directamente para la comparación de superficies por medida directa del área de un polígono.



Figura 2. MJS nivel 3 con 9 clases.

Además, existen más fuentes de errores. Así, por ejemplo, áreas urbanas con superficies inferiores a 25 ha. no aparecen en CLC pero sí en SIOSE, y lógicamente se incluyen en la suma total de superficies. Otra parte de la discrepancia observada puede ser debida a la diferente fecha de toma de imágenes, 2005 para SIOSE y 2006 para CLC.

A pesar de ello, es posible utilizar CLC como patrón en este tipo de comparaciones, eliminando o atenuando las discrepancias provocadas por la escala. En este sentido, se ha aplicado la metodología seguida por J. Gallego (2001), del JRC, el cual compara un nuevo modelo de usos del suelo en Arezzo (Italia), que abarca unos 2.000 km² y de escala similar a SIOSE, sobre la base del CLC.

Metodología

Exactitud de localización de coberturas

Para la comparación entre CLC y los otros dos modelos derivados de SIOSE celda a celda

da, se han rasterizado los tres para una dimensión de celda (o píxel) de 50×50 m. Esto es debido a que la exactitud de localización entre los dos es generalmente de 50 m, y casi siempre dentro de los 100 m, de acuerdo con las especificaciones de *CLC* (anchura mínima de elementos lineales).

Para eliminar la parte de discrepancia debida esta tolerancia de co-ubicación (100 m), se establece un buffer de dos píxeles de ancho alrededor de cada límite de *CLC*, asignados como «NoData» y que no se contabiliza en los cálculos. Es decir, se corresponde con la eliminación de un pasillo de 200 m alrededor de los límites de los polígonos *CLC*.

En definitiva, la superficie finalmente analizada y comparada ha sido de unos 325.000 km², en píxeles de 50×50 m. Esto supone una reducción sobre la superficie original del total nacional de un 36%, lo que da idea del grado de definición de *CLC*.

Discrepancia por comisión y omisión

La exactitud de un mapa de coberturas del suelo rasterizado puede ser obtenida, en primer lugar, a través de la medida de coincidencia o fiabilidad global, que expresa los píxeles de *CLC* que coinciden con el modelo tratado. Para calcular esta fiabilidad es preciso obtener la matriz de confusión, que ofrece el número de píxeles A_{cc} para los que la cobertura real es c y la ofrecida por el mapa es c' . El error de omisión para la clase c se refiere a la proporción de píxeles para los que la realidad es c y el mapa ofrece una clase distinta. El error de comisión es la proporción de píxeles representados en el mapa como c , pero que tienen un valor verdadero diferente. Así, la coincidencia de dos modelos de usos del suelo puede ser calculada como el conjunto de píxeles con códigos coincidentes, y que se sitúan en la diagonal de la matriz.

Debido a que en este trabajo se comparan una serie de mapas (*CLC*/SIOSE) que ninguno se puede considerar como correcto, y parte de la discrepancia se debe al factor escala, no se debería tratar como error, y así, el término más adecuado sería «matriz de discrepancias» y «discrepancia de omisión y comisión».

También resulta de gran interés analizar las relaciones de concordancia entre las distintas categorías. En este sentido, uno de los índices más empleados es el estadístico kappa (k), que mide la diferencia entre el acuerdo del modelo con la referencia *CLC* (mapa-realidad observado) y el que cabría esperar simplemente por azar (Chuvieco, 2002). Así, el valor máximo esperable como resultado de un acuerdo total es $k = 1$, mientras que si $k = 0$, se el acuerdo entre modelos se debe completamente al azar.

Recodificación de clases

Se ha buscado un nivel de comparación equivalente para todos los productos, para ello se ha recodificado las clases originales en 11 clases integradas principales y que aparecen en la columna clase, que es un código específico utilizado para la validación (véase Tabla 4). Se incluyen las superficies calculadas para cada clase

Señalar que se ha decidido separar la clase 5 (Sistemas Agroforestales) de la clase 6 (Otras zonas heterogéneas), que originalmente se incluyen bajo la clasificación conjunta «Zonas agrícolas heterogéneas en *CLC*. En efecto, esta última clase incluye coberturas de tipo artificial y/o de vegetación natural y cuyas definiciones son muy ambiguas y poco útiles para su intercomparación, especialmente con SIOSE, con definiciones mucho más precisas. Dentro de esta agrupación, una excepción la presenta las zonas adhesionadas o sistemas agroforestales, que ocupan una superficie similar (Tabla 4), motivo por el cual se ha creado una clase específica.

Así, si se descuentan estas superficies, el resto de zonas heterogéneas ocupan 65.131 km² en *CLC* contra los 9.800 km² de MJS. Es evidente que mucha de la superficie que *CLC* clasifica como heterogénea, SIOSE la engloba dentro de su clase correspondiente, es decir, cultivos herbáceos o leñosos, etc. Insistiendo en este aspecto, SIOSE sólo ofrece tres clases agrícolas heterogéneas (DHS, AAR y UER), MJS cuatro clases (241, 242, 243, 244) e Iberpix tres (701, 200310, 200). En definitiva, una comparación entre estas clases daría lugar a un importante error de discrepancia, que es atribuible en gran parte al efecto escala.

Tabla 4. Códigos de equivalencia para CLC, MJS e Iberpix

Clase y descripción	CLC		MJS		Iberpix	
	Clases nivel 2	Superf. (km ²)	Clases nivel 2	Superf. (km ²)	Clases	Superf. (km ²)
1 Urbano	11	6290	11, 141	6726	810	7995
2 Artificial no urbano	12, 13, 14	3793	12, 13, 14	8891	880, 920, 830, 850, 840, 890910, 820	7663
3 Cultivos herbáceos	21	120975	21	134930	210	112348
4 Cultivos leñosos	22	35929	22	45739	220	37621
5 Sistemas agro-forestales (dehesas)	244	24957	2440	25696	701	22289
6 Otras zonas heterogéneas	Resto 24	65131	Resto 24	9800	200310, 200	51857
7 Bosques	31	91284	31	94879	310	33692
8 Matorrales, pastizales, praderas	32, 231	134521	32, 231	159037	320, 300, 290, 310320	185335
9 Espacios abiertos	33	12355	33	15716	330, 310330	42005
10 Zonas húmedas	41, 42	1062	41, 42	983	400, 310500	1534
11 Superficies de agua	51, 52	3117	51, 52	3556	500	3294
TOTAL		505919		506042		505631

Todo ello justifica separar la clase «Sistemas agroforestales» del resto, por estar además claramente identificada en los tres modelos, al menos en clases específicas. El resto de zonas agrícolas heterogéneas es de muy difícil comparación, y es preferible eliminarlas de los cálculos finales de discrepancia.

También cabe destacar la gran superficie asignada por Iberpix a las zonas agrícolas heterogéneas, pero también al monte bajo (clase 8) y en espacios abiertos, fundamentalmente en detrimento de las áreas boscosas. Puede ser debido, en primera aproximación, a criterios excesivamente estrictos para definir bosques, derivándose parte de su superficie hacia las clases indicadas.

Es curioso destacar que parece el mismo efecto producido en el caso de los bosques esclerófilos de baja densidad arbórea (Aguilera, 2009). Así, CLC considera como formación boscosa (bien de frondosas, coníferas o formaciones mixtas) aquella que alcance un «umbral mínimo del 30% de cabida cubierta» (IGN, 2002). Esto implica que los bosques protectores de baja densidad arbórea, característicos de buena parte del paisaje ibérico, queden segregados en otras clases como zonas heterogéneas, matorrales o incluso espacios abiertos, según nuestra nomenclatura.

En comparación superficial, es posible que MJS sufra de un efecto similar, puesto que en la correspondiente regla compuesta se ha partido inicialmente de un 50% de cabida cubierta. Pero este mismo efecto está magnificado en Iberpix, de modo que arboledas de densidad relativamente alta no quedan finalmente asignadas a la clase de bosques, sino a las que se mencionan en el artículo citado.

En concreto, esto parece debido a las tres clases mixtas con vegetación que incorpora Iberpix. La clase 200310 «Combinaciones de Cultivos y Vegetación», la clase 310320 «Combinaciones de vegetación» y, por último, la clase 310330 «Terrenos con escasa o nula vegetación». En todas ellas, debe haber una importante superficie que sin embargo aparece clasificada como bosque tanto en CLC como en MJS.

Análisis estadístico de la matriz de discrepancias

Los primeros resultados que se obtienen de las matrices de discrepancias de los dos modelos con respecto a CLC son, en primer lugar, la medida de coincidencia o fiabilidad global, y el estadístico kappa, anteriormente descrito.

Los resultados obtenidos a partir de la matriz de discrepancias para las 11 clases de partida se reflejan en la Tabla 6 a continuación

De esta Tabla destacan, por sus altos valores en las discrepancias por comisión, tanto en MJS como en Iberpix, los de la clase 2 (artificial no urbano). Analizando la matriz de discrepancia —que no aparece aquí especificada— se desprende que es debido en gran parte a que SIOSE dispone de una superficie importante de su clase 2 que, según *CLC*, corresponde a la clase 3 (cultivos herbáceos). Esto posiblemente es debido a que en el ámbito rural, *CLC* no diferencia la superficie artificial.

Otro dato que destaca en la discrepancia por comisión es la clase 9 para ambos modelos, que, según *CLC*, deberían pertenecer a la clase 8 «matorrales», según la matriz de discrepancias. Esto podría ser debido más bien a la dificultad de definición de los «espacios abiertos» según *CLC*, junto con la mayor superficie asignada a esta clase por ambos modelos, muy especialmente Iberpix.

En cuanto a las discrepancias de omisión, destacar en primer lugar los correspondientes a la clase 6, que justifica su no consideración en los términos apuntados en el epígrafe anterior.

Por otro lado, los altos valores que aparecen en la clase 7 de Iberpix («bosques») entran de lleno en la problemática ya indicada de las clases mixtas de vegetación en Iberpix, y así omite superficie boscosa, clasificándola como clase 8 (matorrales).

Otro alto valor de omisión que destaca es el de la clase 9, debido a que MJS considera como monte bajo mucha superficie que *CLC* cataloga como espacios abiertos. En efecto, se ha podido comprobar que esta diferencia se debe en gran medida a polígonos extensos de las provincias meridionales españolas que MJS cataloga como de matorral, y no como «espacios abiertos». Como ejemplo, sólo en Almería hay dos grandes recintos de 2.700 km² clasificados por *CLC* como suelo desnudo, que para MJS son en su mayor parte de matorral y pastizal.

Ya por último, la mayor superficie clasificada como espacios abiertos por Iberpix justifica que su error por omisión sea bajo y la aparente contradicción de su mejor ajuste con respecto a MJS.

Tabla 5. Índices generales de calidad

	MJS	Iberpix
% fiabilidad	63,1	59,9
kappa	0,59	0,50

Tabla 6. Discrepancias de comisión y omisión

Clase	MJS		Iberpix	
	comisión	omisión	comisión	omisión
1	39,3%	26,7%	46,6%	25,0%
2	70,2%	24,7%	67,9%	29,9%
3	22,5%	14,2%	16,8%	21,2%
4	38,4%	21,6%	35,0%	30,9%
5	31,6%	34,2%	28,0%	38,4%
6	50,6%	92,7%	57,7%	65,9%
7	28,1%	27,3%	20,6%	71,5%
8	38,3%	29,7%	49,1%	32,3%
9	71,7%	64,7%	80,3%	34,2%
10	19,0%	28,1%	38,7%	26,3%
11	25,4%	11,8%	22,7%	12,6%

Corrección de escala en el cálculo de discrepancia de clases temáticas CLC

Es posible realizar un ajuste final, considerando el método de asignación de clases (Gallejo, 2001). Así, si un polígono *CLC* tiene un 80% de cultivos herbáceos, está correctamente clasificado atendiendo a las especificaciones de este modelo de coberturas de suelo. Un criterio similar se puede aplicar al resto de categorías principales *CLC*, exceptuando las que corresponden a la clase 6 «Otras zonas heterogéneas», que no han sido incluidas en estos cálculos.

Se ha seguido el procedimiento descrito a continuación para eliminar la parte de discrepancia entre modelos debido a las diferentes escalas. La valoración se ha realizado en base a la nomenclatura que agrupa las 11 clases. Se han utilizado las mismas capas y polígonos que para la matriz de discrepancias, es decir, con un buffer de 200 m. La clase «Otras zonas heterogéneas» no se incluye en las siguientes reglas:

— Si más del 70% de los pixels de un polígono *CLC* tienen el mismo código que el visor

Iberpix o el modelo MJS, el polígono entero es considerado como coincidente.

— Si el porcentaje de diferencia de clases se encuentra entre el 30 y 70%, el polígono es considerado como parcialmente discrepante.

— Si menos del 30% de los pixels tienen código diferente que MJS o Iberpix, el polígono entero se considera discrepante.

Por ejemplo, si un polígono de 100 ha (después del recorte del buffer) se encuentra codificado como «cultivo herbáceo» en *CLC* pero MJS o Iberpix indica:

— 85 ha Cultivo herbáceo y 15 ha Cultivo leñoso, esta superficie no contribuye a la discrepancia.

— 60 ha Cultivo herbáceo y 40 ha Cultivo leñoso, contribuye con 40 ha de discrepancia.

— 20 ha Cultivo herbáceo y 80 ha Cultivo leñoso, contribuye con 100 ha de discrepancia.

Aplicando este criterio de corrección, se obtienen unas nuevas tablas de discrepancia, equivalentes a las columnas de «omisión» anteriores (al ser superficie que MJS/Iberpix no computa en la clase que determina *CLC*), en las cuales los valores de discrepancia se reducen lógicamente (Tabla 7).

Se puede observar que todos los valores experimentan una cierta mejoría. Sin embargo, hay que destacar que la discrepancia de la clase 9 aumenta ligeramente con respecto a la Tabla 6, que si bien tan solo afecta a menos del 3% de la superficie total, parece en gran me-

didada debido al mismo problema observado en el epígrafe anterior.

También aquí, los valores de discrepancia mejoran, excepto en la clase 7, que se mantiene aproximadamente en los mismos valores. Esto indica que la corrección por el efecto escala no le ha afectado, lo que parece confirmar un problema de falta de definición en la superficie boscosa ya apuntado anteriormente.

Análisis de resultados

Se aprecia que los resultados de la fiabilidad con la corrección por escala han mejorado, especialmente para el modelo MJS que pasa de 63,1% a 82,7%. El incremento es mucho menor para el visor Iberpix, que sube tan solo al 68,5%.

En consecuencia, se podría decir que la conversión de un modelo orientado a objetos a un jerárquico mediante cualquiera de las dos metodologías es aceptable, aunque mostrándose claramente superior por su mejor definición y ajuste el modelo MJS. Y esto es en gran medida debido al lastre que supone la definición ambigua de las clases mixtas con vegetación de Iberpix, y en concreto la de «combinaciones de vegetación», pues supone casi la mitad (un 45,4%, ver Tabla 8) de la superficie de discrepancia total.

Es evidente que el procedimiento de asignación de MJS es susceptible de ser mejorado.

Tabla 7. Resultados para MJS

Clase	Frecuencia	Σ discrep. (km ²)	Sup. total (km ²)	% discrep.
1	6307	513.60	3056.94	16.8
2	4600	328.65	1651.05	19.9
3	17659	4526.49	90062.85	5.0
4	10104	3527.21	24678.21	14.3
5	3825	4973.53	18800.02	26.5
6	24216	—	—	—
7	28360	11134.69	55501.08	20.1
8	54063	18717.79	82237.27	22.8
9	4102	5559.89	7867.24	70.7
10	359	177.27	708.41	25.0
11	769	138.39	1393.66	9.9
TOTAL	154364	49597.51	285956.71	17.3 (*)

(*) El % de fiabilidad sería $100 - 17.3 = 82.7$.

Tabla 8. Resultados para Iberpix

Clase	Frecuencia	Σ discrep. (km ²)	Sup. total (km ²)	% discrep.
1	6309	471.00	3077.33	15.3
2	4601	412.69	1659.03	24.9
3	17665	10107.74	90153.45	11.2
4	10106	6574.08	24735.06	26.6
5	3825	6205.08	18832.67	32.9
6	24233	—	—	—
7	28373	40960.18	55664.71	73.6
8	54085	22878.09	82530.07	27.7
9	4104	2271.26	7877.87	28.8
10	359	163.34	709.72	23.0
11	771	142.35	1395.10	10.2
TOTAL	154431	90185.81	286635.01	31.5 (*)

(*) El % de fiabilidad sería $100 - 31.5 = 68.5$.

Como ejemplo, ya citado, sería el reducir el umbral de cabida cubierta en bosques para incorporar los de tipo esclerófilo de baja densidad arbórea. Sin embargo, entendemos que, a falta de análisis más detallados, la metodología empleada es adecuada y los resultados obtenidos suficientemente satisfactorios como para comenzar a utilizar este modelo en aplicaciones que no precisen el grado de detalle que ofrece SIOSE, y en donde prime la sencillez de representación.

Así, por ejemplo, en todo tipo de presentaciones cartográficas que necesiten una clase por polígono, como es habitual en los visores web WMS (como ocurre precisamente con el visor Iberpix). Pero también en otros tipos aplicaciones y cálculos. Este sería el caso de, por ejemplo, la definición de las zonas rurales y urbanas en territorios extensos (nacionales o autonómicos), en donde la ocupación del suelo es determinante, pero los procesos de agrupación de entidades obliga a una definición única de las mismas (Cantarino *et al.*, 2013).

Agradecimientos

El autor agradece una ayuda del Instituto Valenciano de Investigaciones Económicas (Ivие) para la realización de este trabajo, así como la proveniente del programa de investigación Fundación BBVA-Ivие.

Referencias

- BOSSARD, M.; FERANEC, J. Y OTAHEL, J., 2000. *CORINE land cover technical guide – Addendum 2000*. Technical Report n° 40 (May) Copenhagen: European Environment Agency.
- BÜTTNER, G., FERANEC, G. Y JAFFRAIN, G., 2006. *CORINE land cover nomenclature illustrated guide – Addendum 2006*. Copenhagen: European Environment Agency.
- CANTARINO, I., GOERLICH, F. Y REIG, E., 2013. Population grid uses in the context of urban/rural typologies. An application to Spain. *The Geographical Review*, Kansas State University, In press.
- CHUVIECO, 2002. *Teledetección ambiental*. Barcelona, Ariel, 586 pags.
- DELGADO, J.; FERNÁNDEZ, X.; VALCÁRCEL, N.; NÚÑEZ, E. Y BOLUDA, A., 2012. Generación de nomenclaturas de Ocupación del Suelo desde SIOSE. Aplicación en nomenclatura topográfica para el Mapa Topográfico Nacional 1:25.000. *X TopCart 2012. I Congreso Iberoamericano de Geomática y Ciencias de la Tierra*. Madrid, Octubre de 2012. (<http://www.topcart.com/indexEng.php>).
- EEA, 2006. *The thematic accuracy of Corine Land Cover 2000 Assessment using LUCAS (land use/cover area frame statistical survey)*. Technical report No 7/2006.
- EQUIPO TÉCNICO NACIONAL SIOSE, 2011a. *Estructura de la Base de Datos SIOSE-MF2*. Versión 2.1, Instituto Geográfico Nacional. Disponible en Internet: <http://www.siose.es/siose/> [consulta: 29 de marzo de 2011].
- EQUIPO TÉCNICO NACIONAL SIOSE, 2011b. *Ejemplos de salidas gráficas de consultas sobre T_VALORES*. Versión 1.1, Instituto Geográfico Nacional. Disponible en Internet: <http://www.siose.es/siose/> [consulta: 29 de marzo de 2011].
- EQUIPO TÉCNICO NACIONAL SIOSE, 2011c. *Documento Técnico SIOSE 2005*. Versión 2, Instituto Geográfico Nacional. Disponible en Internet: <http://www.siose.es/siose/> [consulta: 1 de febrero de 2011].
- EQUIPO TÉCNICO NACIONAL SIOSE, 2011d. *Manual de Fotointerpretación SIOSE*. Versión 2, Instituto Geográfico Nacional. Disponible en Internet: <http://www.siose.es/siose/> [consulta: 1 de febrero de 2011].
- EQUIPO TÉCNICO NACIONAL SIOSE, 2011ae. *Anexo I. Descripción del Modelo de Datos y Rótulo SIOSE2005*. Versión 2, Instituto Geográfico Nacional. Disponible en Internet: <http://www.siose.es/siose/> [consulta: 1 de febrero de 2011].
- GALLEGO, F.J., 2001: Comparing CORINE Land Cover with a more detailed database in Arezzo (Italy). *Towards Agri-environmental indicators, Topic report 6/2001 European Environment Agency*, Copenhagen, pp. 118-125.
- INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL, 2002. *Corine 2000. Descripción de la nomenclatura del Corine Land Cover al nivel 5º*. Área de Teledetección IGN, Madrid.
- INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL, 2011. *Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España —SIOSE2005—*. Documento Resumen. (10 de mayo de 2011).
- AGUILERA, I., MONTEAGUDO, A., CASTAÑOS, J., GONZÁLEZ-JIMÉNEZ, R. & ESCUDERO, R. 2009. El nivel 3 de la nomenclatura Corine y la pérdida de representatividad de algunas clases importantes en el CLC06 de la C.A. Aragón. *Teledetección: Agua y desarrollo sostenible. XIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección*. Calatayud, 23-26 de septiembre de 2009. pp. 393-396.
- VILLA, G., VALCÁRCEL, N., AROZARENA, A., GARCÍA-ASENSIO, L., CABALLERO, M.E., PORCUNA, A., DOMENECH, E. & PECES, J.J.

- 2008: Land cover classifications: An obsolete paradigm, *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol. XXXVII, part B4, 609-614, Beijing.
- VALCÁRCEL, N. 2011. Comparison and parameterization between SIOSE and CLC. *6th EAGLE meeting and Joint Meeting EAGLE-Geoland2*, June 2011, Málaga, Spain [Disponible en Internet http://sia.eionet.europa.eu/EAGLE/Information_provided_EAGLE_MS/28_CLC-Attribution_NV_Homework_ppt_EAGLE_6th_Malaga_2011.pdf [consultado 26/11/2012].

Evolución del albedo en Europa e influencia en la temperatura

B. Franch¹ y J.A. Sobrino¹

¹ *Global Change Unit (UCG). Imaging Processing Laboratory (IPL). Parque Científico. Universitat de Valencia. P. O. Box 22085. E-46071 Valencia (Spain)*

Resumen

En este artículo se analiza la evolución del albedo superficial en una escena de Europa y norte de África entre 2002 y 2011. En este sentido se ha utilizado una metodología que permite la estimación diaria del albedo superficial y se ha aplicado a imágenes adquiridas por el sensor MODerate resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) a bordo del satélite Terra. Después de detectar diferentes áreas donde el cambio de albedo ha sido más significativo, se ha dividido el estudio en función de la catástrofe natural responsable del mismo, analizando también el impacto en la temperatura superficial y del aire. Los resultados muestran que los incendios forestales ocasionados en la Península Ibérica suponen un impacto en el albedo superficial de entre 0,02 y 0,05. Además son los fenómenos naturales que mayor influencia tienen en la temperatura superficial suponiendo principalmente un incremento de la amplitud de la temperatura estacional proporcional al incremento de albedo. Este efecto en la temperatura dura entre tres y cuatro años después del incendio mientras que el restablecimiento del albedo tarda más tiempo. También hemos observado que las tormentas de viento responsables de la devastación de masas forestales en el área de Burdeos y en el sur de Suecia aumentaron el albedo en 0.02 lo que implicó, en el primer caso, un aumento del promedio anual de la temperatura superficial de 6K y del aire de 2K, no observando impacto alguno en el caso de Suecia.

Palabras clave: MODIS, albedo superficial, temperatura superficial.

Abstract

Albedo evolution over Europe and its influence on surface temperature

In this paper we analyze the surface albedo evolution over a Europe and northern Africa scene from 2002 to 2011. We apply a methodology that allows the surface albedo estimation on a daily basis to MODerate resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) data onboard Terra satellite. First of all we detect different areas where the albedo change was more significant analyzing the cause and dividing the study into different classes of natural hazards. Additionally, we processed the simultaneous land surface temperature (LST) and air temperature in order to analyze the impact of albedo change on the temperature. Results show that forest fires along the Iberian Peninsula suppose an increase of the surface albedo from 0.02 to 0.05. Moreover, they are the natural hazards that mostly affect the land surface temperature increasing the seasonal amplitude which lasts three to four years after the fire event while the albedo reestablishment takes longer. We also observe that wind storms that damaged large forest areas in Bordeaux and south of Sweden increased the albedo 0.02 in both cases. In case of Bordeaux, it implied an increase of the yearly average LST of 6K and of the air temperature of 2K, not showing any impact in case of Sweden.

Key words: MODIS, surface albedo, surface temperature.

* Autor para la correspondencia: belen.franch@uv.es

Recibido: 21-03-13; Aceptado: 02-05-13.

Introducción

Los cambios de cobertura de la superficie inducidos por los humanos están acelerando en el siglo XXI a través de impactos directos vía reforestación, deforestación o intensificación de la agricultura o de impactos indirectos derivados de la actividad humana. Estos cambios están afectando el clima a través de diferentes mecanismos (Bounoua *et al.*, 2002). En primer lugar, la combustión de carburante ha implicado el aumento de la concentración de gases de efecto invernadero. En segundo lugar, la modificación por parte de los humanos de la superficie ha ocasionado la liberación de carbono a causa de la desaparición y quema de vegetación así como la absorción de carbono cuando la vegetación crece o se plantada. En tercer lugar, la modificación antropogénica de la vegetación está afectando al clima a través de la mediación de los intercambios de energía, momento y agua entre la biosfera y la atmósfera.

Plantar bosques y evitar la deforestación puede ayudar a frenar el aumento de las concentraciones de CO₂ y de las temperaturas globales. Pero, además de alterar el balance de carbono y las emisiones de gases de efecto invernadero, los proyectos forestales implican también un conjunto adicional de cambios biofísicos (Jackson *et al.*, 2008). Los bosques disminuyen el albedo superficial oscureciendo la superficie en comparación a pastos, tierras agrícolas o superficies cubiertas por nieve.

La influencia biofísica en la temperatura depende de dónde ocurren las actividades de secuestro de carbono. En los trópicos, los bosques enfrían regionalmente al aumentar la evapotranspiración del agua desde la superficie a la atmósfera. Este aumento de vapor de agua puede ayudar a la formación de nubes que contribuyen adicionalmente al enfriamiento al reflejar la irradiancia solar hacia el espacio. Feddema *et al.* (2005), Bonan (2008), y Pielke *et al.* (2002) encontraron que el cambio de cobertura en los bosques tropicales implica un incremento de temperatura, ya que los pastos y los cultivos tienen una menor transpiración y evaporación, lo que resulta en la reducción del flujo de calor latente y un aumento de calor

sensible en respuesta al incremento residual del balance de energía en la superficie.

Por otra parte, los bosques boreales son un extremo diferente. Las tasas de almacenamiento de carbono son mucho más lentas que en los trópicos debido a las temperaturas más frías, menor luz solar y otros factores que limitan el crecimiento de los árboles. Además, las superficies boreales están cubiertas de nieve y hielo durante largos períodos de tiempo cada año. Por lo tanto, el hecho de modificar la nieve (con un alto albedo) por superficies que absorben más irradiancia solar (menor albedo), como bosques de abetos o de pinos, calienta el área a escalas espaciales de cientos o incluso miles de kilómetros. Como resultado, plantar bosques en los países nórdicos puede ayudar a estabilizar el CO₂ global pero puede acelerar el calentamiento del clima a nivel regional, acelerando de esa manera la pérdida de nieve y cobertura de hielo.

En cambio, las mayores incertidumbres se encuentran en los bosques de latitudes medias (Field *et al.*, 2007; Bala *et al.*, 2007). Aunque sus tasas de secuestro de carbono están bien establecidas, no se sabe tanto sobre cómo influyen los cambios biofísicos en el clima. Betts (2000) simuló los forzamientos radiativos derivados de la modificación de la superficie al reforestar con bosques en latitudes medias y zonas boreales. Este estudio concluyó que el forzamiento positivo (aumento de temperatura) inducido por la disminución del albedo de la superficie podría compensar el forzamiento negativo esperado del secuestro de carbono. Una serie de estudios climáticos sugieren que el hecho de sustituir los bosques por cultivos o pastos enfrían regionalmente las temperaturas en las latitudes medias (Bala *et al.*, 2007; Diefenbaugh and Sloan, 2002; Oleson *et al.*, 2004; Schaeffer *et al.*, 2006). Así, Bounoua *et al.* (2002) indicaron que en las latitudes medias, donde la modificación antropogénica del paisaje ha convertido grandes extensiones de bosques y pastos en tierras de cultivo, el aumento del albedo enfría la temperatura hasta 0.7°C en la verano y 1.1°C en invierno. En cambio, otros estudios muestran lo contrario, que los bosques en latitudes medias enfrían la temperatura en comparación con pastos y cultivos (De Fries *et al.*, 2002; Jackson *et al.*, 2005; Juang *et al.*,

2007). El estudio, por tanto, de la variación del albedo, así como la temperatura superficial, puede resultar de gran interés sobre todo en las latitudes medias.

En este artículo, estudiamos la evolución del albedo superficial y de la temperatura tanto superficial (Land Surface Temperature, LST) como del aire entre 2002 y 2011 sobre una escena de Europa que incluye el norte de África. Para ello utilizamos imágenes adquiridas por el sensor MODerate resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) a bordo del satélite Terra y que forman parte del producto oficial Climate Modeling Grid (CMG) con una resolución espacial de 0.05° . Con esta finalidad el artículo se estructura en una primera introducción a la teoría y algoritmos utilizados. A continuación se desarrolla una sección de metodología. Finalmente se presentan los resultados obtenidos así como la discusión y las conclusiones.

Teoría y algoritmos

En primer lugar estimamos la Bi-directional Reflectance Distribution Function (BRDF) mediante el método semiempírico propuesto por Roujean *et al.* (1993) donde la reflectividad se puede describir como la suma de tres kernels:

$$\rho(\theta_s, \theta_v, \phi) = k_0 + k_1 F_1(\theta_s, \theta_v, \phi) + k_2 F_2(\theta_s, \theta_v, \phi) \quad [1]$$

donde θ_s es el ángulo cenital de iluminación, θ_v es el ángulo cenital de observación, ϕ es el ángulo azimutal relativo, $F_{1,2}$ son los kernels que representan la dispersión volumétrica y la dispersión geométrica respectivamente y $k_{0,1,2}$ son los parámetros del modelo asociados a cada kernel. Siguiendo la notación de Vermote *et al.* (2009) utilizamos V (de Volumen) como k_1/k_0 y R (de Rugosidad) como k_2/k_0 .

En este artículo hemos utilizado la combinación Ross Thick Li Sparse Reciprocal (Lucht *et al.*, 2000) incluyendo la corrección del efecto Hot Spot presentada por Maignan *et al.* (2004). A continuación, hemos invertido los parámetros de la BRDF mediante el método VJB (Vermote *et al.*, 2009). La ventaja de este método es que permite la estimación diaria

del albedo, frente a la resolución temporal de 8 días que proporciona el producto oficial de albedo de MODIS. Se basa en asumir que la diferencia entre dos observaciones sucesivas es debida a los efectos direccionales mientras que la variación de $k_0(t)$ es pequeña. Por lo tanto, V y R pueden derivarse a través de la minimización de las variaciones de $k_0(t)$ de un día al siguiente:

$$\rho(t_i) [1 + VF_1^{i+1} + RF_2^{i+1}] \approx \rho(t_{i+1}) [1 + VF_1^i + RF_2^i] \quad [2]$$

La solución de V y R se basa en la minimización de la función Merit:

$$M = \sum_{i=1}^{N-1} \frac{(\rho_{i+1} [1 + VF_1^{i+1} + RF_2^{i+1}] - \rho_i [1 + VF_1^i + RF_2^i])^2}{day^{i+1} - day^i + 1} \quad [5]$$

$$\frac{dM}{dV} = \frac{dM}{dR} = 0 \quad [6]$$

Cuyo resultado consiste en resolver el siguiente sistema de ecuaciones:

$$\begin{pmatrix} \sum_{i=1}^{N-1} \Delta^i \rho F_1 \Delta^i \rho F_1 & \sum_{i=1}^{N-1} \Delta^i \rho F_1 \Delta^i \rho F_2 \\ \sum_{i=1}^{N-1} \Delta^i \rho F_2 \Delta^i \rho F_1 & \sum_{i=1}^{N-1} \Delta^i \rho F_2 \Delta^i \rho F_2 \end{pmatrix} \otimes \begin{pmatrix} V \\ R \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} -\sum_{i=1}^{N-1} \Delta^i \rho \Delta^i \rho F_1 \\ -\sum_{i=1}^{N-1} \Delta^i \rho \Delta^i \rho F_2 \end{pmatrix} \quad [7]$$

donde

$$\begin{aligned} \Delta^i d &= day_{i+1} - day_i + 1 \\ \Delta^i \rho &= (\rho_{i+1} - \rho_i) / \sqrt{\Delta^i d} \\ \Delta^i \rho F_1 &= (\rho_{i+1} F_1^i - \rho_i F_1^{i+1}) / \sqrt{\Delta^i d} \\ \Delta^i \rho F_2 &= (\rho_{i+1} F_2^i - \rho_i F_2^{i+1}) / \sqrt{\Delta^i d} \end{aligned} \quad [9]$$

Para estimar V y R y aplicar la ecuación 7, cada año de la base de datos se divide en cinco clases de diferente NDVI con igual número de datos cada una de ellas. A continuación, se invierten V y R para cada una de las clases y banda. De esta manera, se puede generar una función lineal (dos coeficientes) que representa a V y R en función de las cinco clases de NDVI. Sin embargo, este ajuste lineal debe estar ponderado por las barras de error de cada clase para minimizar la influencia de valores atípicos. Las barras de error se estiman ejecutando

la inversión de los parámetros diez veces, eliminando cada vez el 10% de datos de forma aleatoria. Finalmente, estas funciones pueden aplicarse a cada imagen de la base de datos en función del NDVI, obteniendo valores instantáneos de V y R.

Una vez determinados los parámetros de la BRDF, hemos obtenido el albedo integrando el modelo de BRDF a través del Black-sky Albedo (BS) y el White-sky Albedo (WS) que se definen como:

$$\alpha_{bs}(\theta_i, \lambda) = \sum_k f_k(\lambda) h_k(\theta_i) \quad [10]$$

$$\alpha_{ws}(\lambda) = \sum_k f_k(\lambda) H_k \quad [11]$$

donde

$$h_k(\theta_i) = \int_0^{2\pi} \int_0^{\pi/2} k_k(\theta_i, \theta_v, \phi) \sin \theta_v \cos \theta_v d\theta_v d\phi \quad [12]$$

$$H_k = 2 \int_0^{\pi/2} h_k(\theta_i) \sin \theta_i \cos \theta_i d\theta_i \quad [13]$$

donde $k_k(\theta_i, \theta_v, \phi)$ son los parámetros del modelo de BRDF.

Para determinar el albedo (o Blue-sky albedo) hemos utilizado la siguiente interpolación

$$\alpha(\theta, \lambda) = [1 - S(\theta, \tau(\lambda))] \alpha_{bs}(\theta, \lambda) + S(\theta, \tau(\lambda)) \alpha_{ws}(\lambda) \quad [14]$$

donde $S(\theta, \tau(\lambda))$ es la fracción de radiación difusa y τ es el espesor óptico de aerosoles.

Finalmente, para convertir el albedo espectral a albedo de banda ancha hemos utilizado la expresión propuesta por Liang (2000) para el caso concreto de MODIS:

$$\alpha = 0.160\alpha_1 + 0.291\alpha_2 + 0.243\alpha_3 + 0.116\alpha_4 + 0.112\alpha_5 + 0.081\alpha_7 - 0.0015 \quad [15]$$

Por otra parte, para estimar la LST hemos utilizado el método Split Window (Sobrino *et al.*, 2003).

$$LST = T_{31} + a_1 + a_2(T_{31} - T_{32}) + a_3(T_{31} - T_{32})^2 + (a_4 + a_3W)(1 - \varepsilon) + (a_6 + a_7W)\Delta\varepsilon \quad [16]$$

donde T_{31} y T_{32} son las temperaturas de brillo de las bandas 31 y 32 de MODIS respectivamente, ε y $\Delta\varepsilon$ son respectivamente la emisividad media y la diferencia de la emisividad es-

pectral de estas bandas, W es el contenido total de vapor de agua obtenida a partir de la información proporcionada por las imágenes CMG y $a_1 = 1.02$, $a_2 = 1.79$, $a_3 = 1.20$, $a_4 = 34.83$, $a_5 = -0.68$, $a_6 = -73.27$, y $a_7 = -5.19$, se obtienen mediante simulaciones con MODTRAN (se puede obtener información adicional sobre estos parámetros en Sobrino *et al.*, 2003).

La temperatura del aire la hemos extraído de los datos proporcionados por el producto MODIS CMG contenidos en la Collection 6. Se corresponde con la temperatura del aire a la altura de 2 m.

Metodología

El producto de MODIS Climate Modeling Grid (CMG) consiste en un conjunto de productos adquiridos por el sensor MODIS con una resolución de 0,05°. Los datos proporcionados por este producto incluyen valores de reflectividad superficial de las bandas 1-7, temperaturas de brillo en las bandas 20, 21, 31, y 32, ángulos cenitales de iluminación y observación, ángulo azimutal relativo, ozono, máscara de nubes, espesor óptico de aerosoles a 550 nm y el contenido de vapor de agua entre otros.

En este estudio trabajamos con datos MODIS CMG diarios adquiridos en la plataforma Terra entre 2002 y 2011 en una escena que incluye Europa y el norte del continente Africano.

Resultados

Centrándonos en primer lugar en la variación del albedo, la Figura 1 muestra el valor de la pendiente de la evolución del albedo entre 2002 y 2011 para cada píxel en Europa y el norte de África. Ésta pendiente la hemos dividido por la media de albedo durante los años considerados y multiplicado por 100 a fin de obtener los valores porcentuales. Aunque la evolución de albedo no puede ser representado por un ajuste lineal, la pendiente sólo muestra su tendencia positiva o negativa.

La imagen muestra valores positivos (mayores al 2%) en el centro de Portugal, algunas zo-

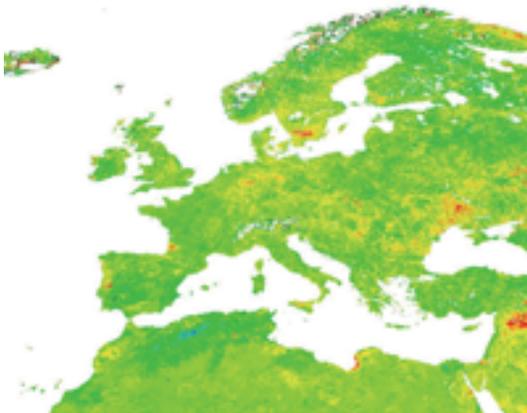


Figura 1. Pendiente (%) de la evolución del albedo entre 2002 y 2011 en Europa y norte de África.

nas puntuales de España, la zona de Burdeos, el sur de Suecia, el este de Alemania, el sur de Ucrania y Siria. Por el contrario, se obtienen pendientes negativas (menores al 4%) en el suroeste de Portugal y el norte de Argelia. A continuación, nos centraremos en algunos de estos casos para investigar la causa del cambio de albedo y su impacto en la LST y la temperatura del aire. Hemos dividido el estudio en cuatro categorías responsables del aumento del albedo: incendios forestales, tormentas de viento, inundaciones y sequías. Por último, también hemos analizado las áreas donde el albedo disminuyó durante el período considerado.

Incendios forestales

En primer lugar, la Figura 2 muestra el albedo, la LST y la temperatura del aire de aquellos píxeles donde observa un cambio del albedo ocasionado por un incendio forestal. Solamente hemos representado los incendios forestales más importantes que implicaban las zonas quemadas más amplias.

Durante el verano de 2003 se produjo una fuerte ola de calor que afectó a Europa occidental. Esto provocó incendios forestales en el norte y centro de Portugal (39.90°N, 8.00°W, Figura 2a) con 450.000 ha de superficie total quemada (Trigo *et al.*, 2006), en Cáceres (40.40°N, 6.35°W, Figura 2b) con un total de 9.000 hectáreas de superficie forestal quemada y en Barcelona (41,75°N, 2.00°E, Figura 2c) con 4.600 ha de superficie total quemada en-

tre otros (Ministerio español de Medio Ambiente). En agosto de 2004 se produjo un incendio forestal entre las provincias de Huelva y Sevilla (37.65°N, 6.45°W, Figura 2d), donde se quemaron un total de 35.000 ha. Finalmente, en julio de 2005 un incendio forestal en Guadalajara (41.00°N, 2.25°W Figura 6.2e) quemó 13.000 hectáreas. En todos los casos se observa el mismo comportamiento del albedo, el cual disminuye bruscamente después del incendio forestal (la superficie se oscurece) y luego aumenta a valores más altos que antes del incendio presentando valores de albedo correspondientes a zonas áridas. El albedo promedio antes y después de los incendios cambió de 0,10 a 0,14 en Portugal, de 0,10 a 0,12 en Cáceres y Barcelona, de 0,12 a 0,16 en Sevilla y de 0,11 a 0,16 en Guadalajara. En cuanto a las temperaturas, después del incendio aumentó la diferencia entre la LST y la temperatura del aire debido al aumento del albedo. Además, la LST presentó mayores valores máximos después del incendio.

La Figura 3 muestra la evolución de la amplitud de la temperatura en estos píxeles, la cual se define como la diferencia entre el máximo en verano y el mínimo en invierno de LST y temperatura del aire.

La figura muestra cambios en la amplitud estacional de la LST causados por los incendios en Portugal, Cáceres y Barcelona, donde la amplitud aumenta en 2003 de 30 K a una media de alrededor de 35 K hasta 2007. Después, la amplitud disminuye hasta valores similares a los observados antes del incendio. El píxel en Sevilla presenta un comportamiento similar, aumentando la amplitud de LST desde 33 K antes de 2004 a alrededor de 36 K hasta 2007. Sin embargo, en este caso la amplitud muestra un valor máximo en 2009 que no se puede asociar al incendio en 2004. Finalmente, Guadalajara muestra la mayor influencia al cambio de cobertura aumentando su amplitud de LST de un promedio de 32 K antes de 2005 a 40 K después de 2005. Sin embargo, la amplitud LST presenta una recuperación más rápida que en los anteriores casos, disminuyendo a través de los años hasta 2008, donde presenta valores ligeramente más altos pero similares a los de antes del incendio. En cuanto a la amplitud de la temperatura del aire, se observa una notable

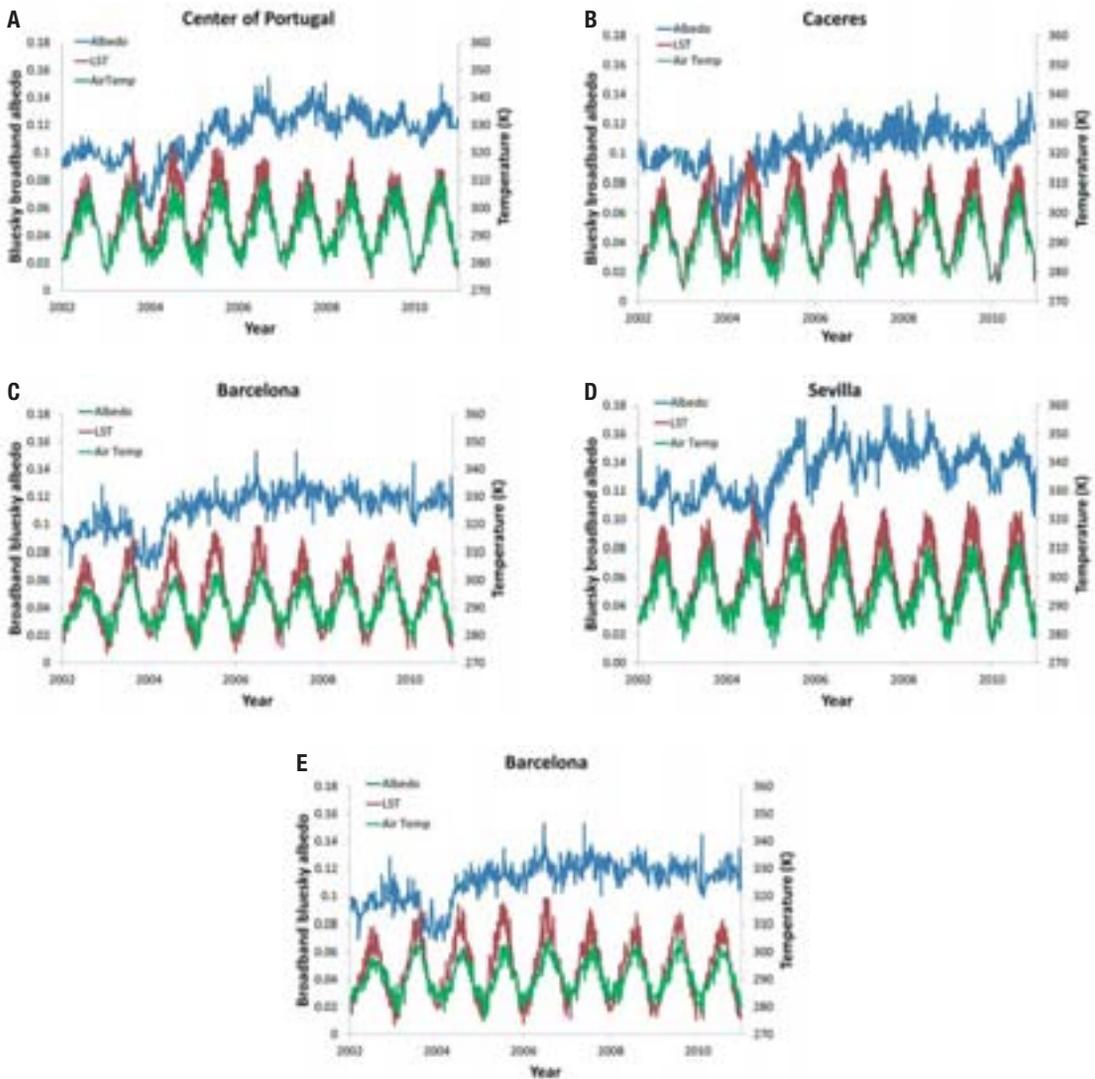


Figura 2. Evolución del albedo, LST y temperatura del aire en áreas donde los incendios causaron un cambio en el albedo.

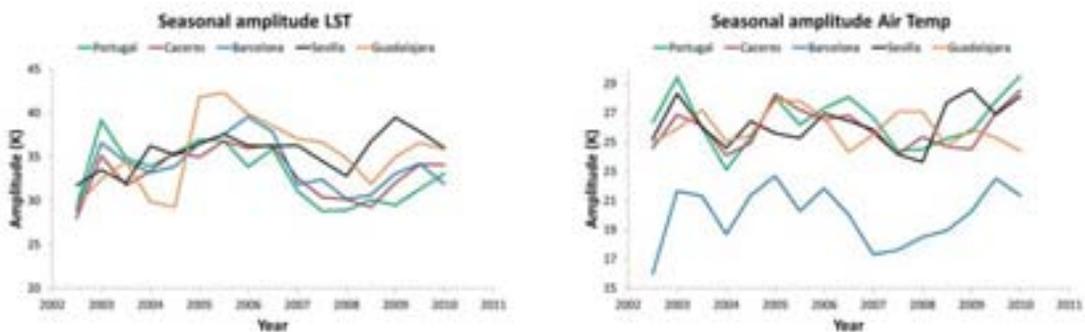


Figura 3. Amplitud estacional de la LST y la temperatura del aire.

diferencia entre los valores de Barcelona respecto a los demás casos. Esto es debido a que el píxel de Barcelona está situado junto al mar

lo que modera las temperaturas del aire. Además, es el único píxel cuya amplitud estacional de la temperatura del aire presenta un au-

mento de 17 K antes del incendio en 2003 a un promedio de 21 K hasta 2007. Sin embargo, la amplitud aumenta progresivamente desde 2007 hasta 2009, alcanzando valores similares a los que después del evento de incendio. Por otra parte, se aprecia una disminución generalizada de la amplitud de la temperatura del aire en el 2004 debido a temperaturas ligeramente más altas durante el invierno de 2003-2004. Los otros píxeles no presentan ninguna influencia en la amplitud de la temperatura del aire debido al cambio de albedo provocado por los incendios.

A continuación, hemos estimado la pendiente de la LST y de la temperatura del aire a través de los años con el fin de comprobar si alguno de los píxeles considerados presenta alguna tendencia creciente o decreciente. La Tabla 1 muestra la pendiente porcentual análogamente al análisis albedo en la Figura 1.

Sevilla y Guadalajara presentan los valores más altos de pendiente de LST con valores en torno al 2%, mientras que presentan los menores valores en el caso de la temperatura del aire. Por el contrario, Portugal, Cáceres y Barcelona muestran valores más altos para la temperatura del aire alrededor del 2% (aunque pendiente Barcelona fue inferior), mostrando valores bajos en el caso de la LST. Los valores más altos de la LST en Sevilla y Guadalajara coinciden con los lugares con mayor incremento del albedo después del incendio (como se ha comentado en la Figura 2). Por otra parte, el mayor valor de la pendiente de la temperatura del aire en Portugal se puede atribuir a la mayor extensión quemada. En el caso de Cáceres y Barcelona, donde la temperatura del aire presenta pendientes elevadas, no encontramos ninguna explicación física a partir de la

Tabla 1. Pendiente (%) de la evolución de la LST y la temperatura del aire entre 2002 y 2011 en píxeles de áreas quemadas.

	Pendiente LST (%)	Pendiente temp. aire (%)
Centro de Portugal	-0.46	2.00
Cáceres	0.72	1.73
Barcelona	0.13	1.39
Sevilla	1.72	0.59
Guadalajara	2.60	0.81

información disponible. Una posible causa de este comportamiento puede asociarse al cambio de la evapotranspiración producida por el incremento de albedo.

A partir de este análisis llegamos a la conclusión de que los incendios forestales que se producen en latitudes meridionales influyen en la LST al aumentar las temperaturas extremas estacionales. Este efecto dura entre tres y cuatro años, mientras que el restablecimiento del albedo tarda más tiempo. También se ha observado los mayores cambios en el albedo implican mayores cambios en la LST. Sin embargo, no se han observado cambios significativos en la temperatura del aire.

Tormentas de viento

La Figura 4 muestra el caso particular del área de Burdeos y el sur de Suecia.

La variación del albedo de la región de Burdeos (que se sitúa en un bosque de pinos en la región de Les Landes) se asoció a la tormenta invernal Klaus (un ciclón extra-tropical) que dañó aproximadamente 300 mil hectáreas de bosque en enero de 2009. El 8 de enero de

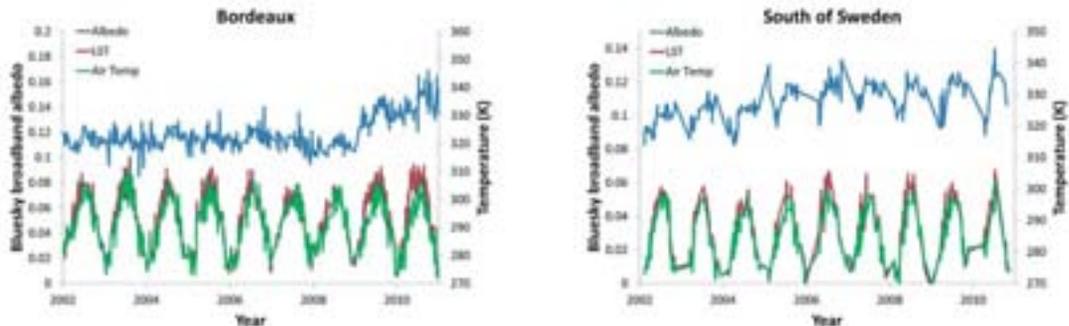


Figura 4. Evolución del albedo, LST y temperatura del aire en Burdeos y sur de Suecia.

2005, la tormenta Gudrun causó en el sur de Suecia el mayor daño documentado ocasionado por una tormenta. Un total de 270.000 hectáreas de bosque fueron destruidos (Bengtsson y Nilsson, 2007). Centrándonos primero en el píxel de Burdeos (44.25°N, 0.60°W), el gráfico muestra un aumento del albedo de 0,12 a 0,14. La LST y la temperatura del aire presentan valores equivalentes antes de la tormenta, aunque después de 2009, principalmente durante el verano, la LST muestra mayores valores que la temperatura del aire. Por el contrario, el píxel Suecia (57.10°N, 13,05°E) no muestra un cambio significativo de albedo debido principalmente al ruido y los pocos datos disponibles. Esto es resultado tanto de haber enmascarado los píxeles de nieve como de la dificultad de tener píxeles despejados (sin nubes) en latitudes septentrionales. Se observa un aumento repentino de albedo al principio de 2005 (cuando tuvo lugar la tormenta) seguido por una disminución repentina del mismo y observando una ligera tendencia positiva a partir de entonces. El leve incremento del albedo de un promedio de 0,10 antes de la tormenta a un promedio de 0,12 después de la misma no ocasionó cambios significativos en las temperaturas, aunque se detecta un ligero aumento de las temperaturas mínimas durante el invierno y un ligero aumento en las temperaturas máximas durante el verano después de 2005. Sin embargo, la falta de datos durante el invierno puede ocasionar una sobreestimación del valor de las temperaturas mínimas en invierno por lo que en este caso no podemos estimar la amplitud estacional de las temperaturas. La Figura 5 muestra la media anual de la LST y la temperatura del aire de estos píxeles.

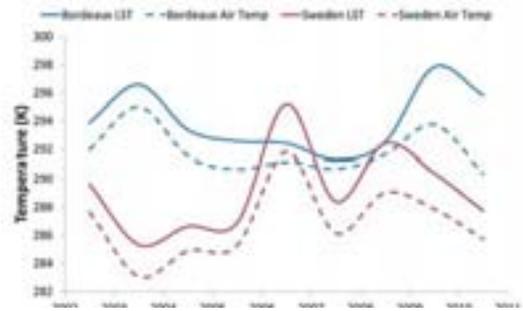


Figura 5. Promedio anual de la LST y la temperatura del aire en Burdeos y sur de Suecia.

En el caso Burdeos se detecta un aumento de 6K en el promedio anual de LST de 2009 que podría ser consecuencia de la tormenta de viento en enero de 2009. Sin embargo, esta área también presenta un pico de LST en 2003, que se puede atribuir a la ola de calor que afectó la zona occidental de Europa durante el verano de este año. La temperatura del aire muestra un ligero aumento en 2009 de 2 K. Con referencia a Suecia, se detecta un alto incremento tanto de la LST y como de la temperatura del aire en 2006 de 7K en ambos casos. Sin embargo, la tormenta de viento se produjo en enero de 2005, por lo tanto, no se detecta ninguna variación de la temperatura como consecuencia del aumento del albedo.

Inundaciones

La Figura 6 muestra la evolución del albedo, LST y temperatura del aire en el oeste de Alemania y en el sur de Polonia.

Se puede observar una mayor dispersión de los datos del albedo en ambos píxeles en com-

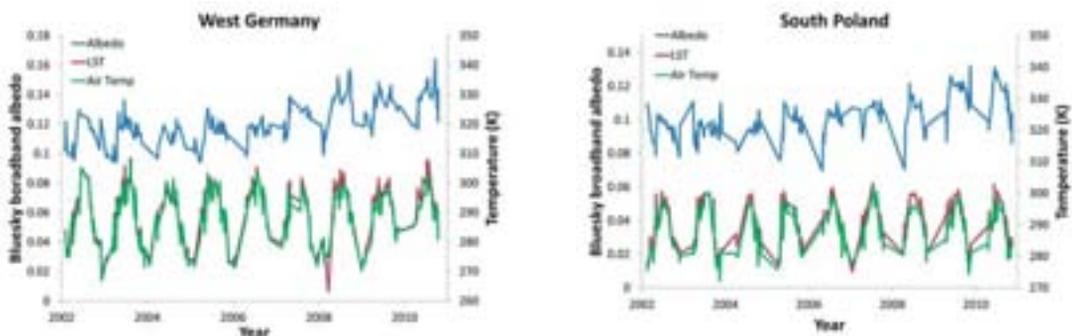


Figura 6. Evolución del albedo, LST y temperatura del aire en el oeste de Alemania y sur de Polonia.

paración con los anteriores casos. Esto es consecuencia de la falta de datos durante el invierno, ya que la nieve está enmascarada en las imágenes. Empezando por el oeste de Alemania (51,35°N, 7.75°E), el píxel se encuentra en una zona forestal cercana a la ciudad de Dortmund en la región de Westfalia, donde unas precipitaciones muy intensas dieron lugar a inundaciones el 26 de julio de 2008. Mirando la gráfica, se puede observar un ligero aumento del albedo desde 2008. En cuanto a la variación de temperaturas, se notan mayores diferencias entre la LST y la temperatura del aire después de 2008, que denotan un cambio en la superficie. En el caso del píxel en el sur de Polonia (49.65°N, 19,05°E), está situado en las montañas Beskydy. La gráfica muestra la falta de datos invierno seguido por algunos descensos bruscos del albedo en la primavera de 2005, 2006 y 2008. Esta disminución de albedo se puede asociar a las inundaciones debidas al deshielo, lo que está causando deslizamientos de tierra y erosión a través de las montañas Beskydy (Pánek *et al.*, 2011). En general, la gráfica muestra una tendencia positiva del albedo y una mayor diferencia entre la LST y la temperatura del aire a partir de 2007. Sin embargo, el aumento del albedo en ambos píxeles es muy pequeño (alrededor de 0.02) comparado con el ruido de los datos.

La Figura 7 muestra el promedio anual de la LST y la temperatura del aire para ambos píxeles.

El píxel de Alemania muestra un pico en los promedios anuales tanto de la LST como de la temperatura del aire en el 2006. En cambio, el año cuando se produjo la inundación (2008), muestra una disminución tanto de la LST y co-

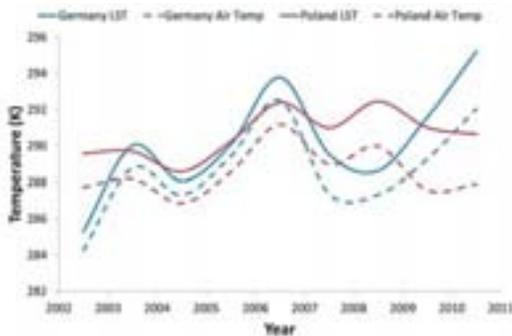


Figura 7. Promedio anual de la LST y la temperatura del aire en el oeste de Alemania y sur de Polonia.

mo de la temperatura del aire con valores similares e incluso superiores a 2002 y 2004. Desde 2008, se observa un aumento de la LST y de la temperatura del aire alcanzando valores máximos. En cuanto al píxel de Polonia, la LST presenta dos picos similares en 2006 y en 2008, pero no apreciamos ningún cambio significativo en la temperatura después de 2007. Por lo tanto, a partir de los datos analizados no se puede deducir ningún impacto directo del ligero aumento del albedo producido por las inundaciones.

Sequias

La Figura 8 muestra la evolución del albedo, la LST y la temperatura del aire en un píxel en Siria (35.90°N, 38,85°E) a lo largo del valle del Éufrates.

El gráfico muestra un aumento del albedo superficial a partir de 2007 desde una media de 0,25 a 0,33. De hecho, la evolución albedo antes de 2007 corresponde a una típica zona agrícola con variaciones estacionales del albedo. Sin embargo, después de 2007 se observa una mayor estabilidad en el albedo. Este comportamiento puede ser consecuencia de unas graves sequías en 2007 y 2008 que afectaron a 1,3 millones de personas disminuyendo los campos de trigo del país a partir de entonces. En cuanto a las temperaturas, tanto la LST como la temperatura del aire presentan valores similares a través de la serie de tiempo estudiada. Sin embargo, con el fin de profundizar en análisis de estos parámetros, la Figura 9 muestra la amplitud estacional y la media anual de la LST y la temperatura del aire en este píxel. La amplitud estacional no muestra ningún patrón que di-

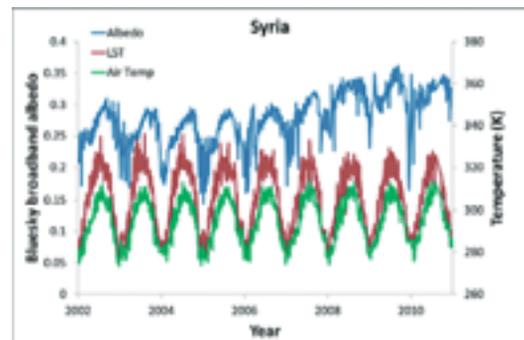


Figura 8. Evolución del albedo, LST y temperatura del aire en Siria

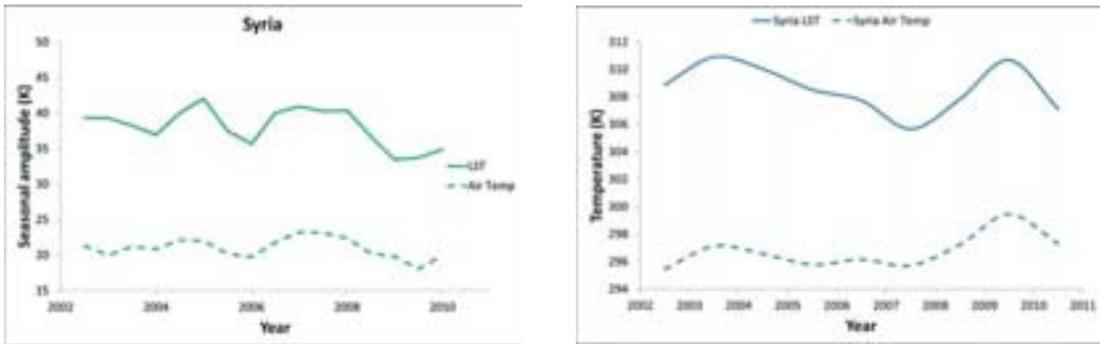


Figura 9. Amplitud estacional (izquierda) y promedio anual (derecha) de la LST y temperatura del aire en el píxel de Siria.

fiere 2007 o 2008 de otros años. Sin embargo, el promedio anual de LST muestra un valor mínimo en el año 2007, aunque la diferencia con el año anterior es de sólo 2 K. Considerando las temperaturas extremas de esta zona esta disminución en las temperaturas medias no pueden considerarse significativo, por lo que no se observa ninguna influencia en las temperaturas como consecuencia del aumento del albedo.

Disminución de albedo superficial

La Figura 1 muestra un importante descenso del albedo en un área situada en el sur este de Portugal y una región en el norte de Argelia. La Figura 10 muestra la evolución temporal del albedo, la LST y la temperatura del aire en estas regiones.

En el caso de Portugal (38,3°N, 7,45°W), la gráfica muestra una disminución repentina del albedo en 2003. Esto se asocia a la inauguración de la presa de Alqueva en 2002. Esta presa se encuentra en el río Guadiana, en la región de Alentejo en Portugal. Es la reserva más

grande de Portugal y de Europa Occidental ocupando una superficie de 250 km². En cuanto a las temperaturas, la LST muestra una disminución de su valor máximo después de 2002. Además, la LST presenta valores equivalentes a la temperatura del aire después de 2003.

En el caso de Argelia (34,6°N, 1.60°E), el área analizada se encuentra en el sur de la región situada entre el Atlas Telliano y el Atlas sahariano. Consiste en una meseta alta (~1000 m de altitud) con una llanura donde el agua se acumula durante la temporada de lluvias, formando grandes lagos de sal (que cuando se secan forman grandes salinas). Por lo tanto, dependiendo de las precipitaciones anuales el área puede estar cubierta por agua o por sal. Esa puede ser la razón de la variación del albedo observado en la gráfica. Sin embargo, no se aprecian cambios significativos en las temperaturas.

Conclusiones

En este artículo estudiamos la evolución temporal del albedo entre 2002 y 2011 en Eu-

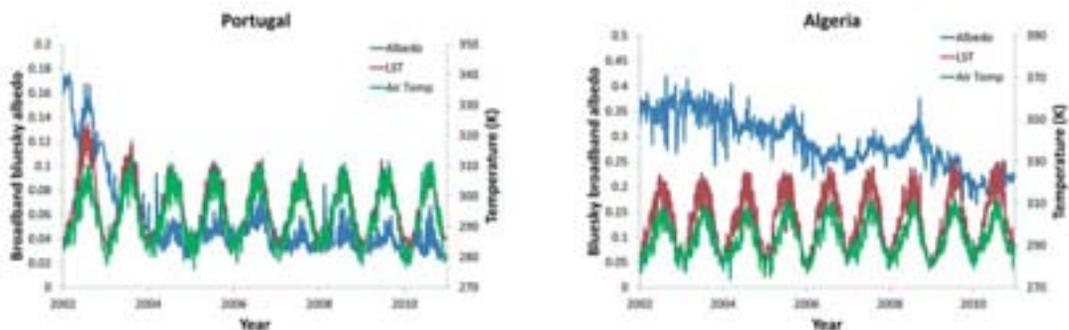


Figura 10. Evolución del albedo, LST y temperatura del aire en Portugal y Argelia.

ropa y en el norte de África utilizando datos MODIS CMG. Localizando los píxeles que sufrieron las mayores variaciones de albedo durante este período, hemos dividido el estudio en cuatro categorías: incendios forestales, tormentas de viento, inundaciones y sequías.

Los incendios forestales, situados en la Península Ibérica, condujeron a aumentos de albedo entre 0,02 y 0,05. Después de la mayoría de estos eventos se detectó un aumento de la amplitud estacional de la LST proporcional al aumento de albedo. Los resultados también mostraron que este efecto dura entre tres y cuatro años después del incendio, mientras que el restablecimiento albedo tarda más tiempo. Sin embargo, no notamos cambios significativos en la temperatura del aire como consecuencia del incendio.

Durante el período estudiado dos tormentas de viento golpearon Europa dañando grandes áreas de bosque en la región de Burdeos de Les Landes y en el sur de Suecia, aumentando el albedo 0,02 en ambos casos. En Les Landes se observa un aumento del promedio anual de la LST de 6K y de 2K en el caso de la temperatura del aire durante el año de la tormenta de viento. Sin embargo, el sur de Suecia no muestra ninguna influencia de las temperaturas al aumento de albedo.

Las inundaciones provocaron un ligero aumento de albedo en el oeste de Alemania y el sur de Polonia, que no dio lugar a ningún cambio significativo en las temperaturas.

Por último, una grave sequía en el valle del Éufrates en Siria dañó zonas agrícolas aumentando el albedo un promedio de 0,08. Sin embargo, a pesar de este fuerte incremento no se observó ninguna influencia sobre las temperaturas.

Este estudio muestra, por tanto, que las catástrofes naturales que alteran el albedo superficial pueden afectar la LST dependiendo de la ubicación del evento (mostrando mayor sensibilidad al aumento de albedo las zonas meridionales de Europa), la magnitud de la misma y el clima regional. Entre las catástrofes naturales estudiadas, se ha observado que los incendios son los fenómenos que mayor cambio de albedo provocan y mayor influencia ejercen en las temperaturas regionales. Futuros estudios deben centrarse en el análisis del

impacto del aumento de albedo en otras variables como por ejemplo la radiación neta o la evapotranspiración.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo en este trabajo por una parte del Ministerio de Ciencia y Tecnología (EODIX, proyecto AYA2008-0595-C04-01; CEOS-Spain, proyecto AYA2011-29334-C02-01) y por otra parte de la Unión Europea (CEOP-AEGIS, proyecto FP7-ENV-2007-1 proposal No. 212921).

Bibliografía

- Bala, G., Caldeira, K., Wickett, M., Phillips, T. J., Lobell, D. B., Delire, C., & Mirin, A. 2007. Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 6550-6555.
- Bengtsson, A., & Nilsson, C. 2007. Extreme value modelling of storm damage in Swedish forests. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 7, 515-521.
- Betts, R. A. 2000. Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. *Nature*, 408, 187-190.
- Bonan, G. B. 2008. Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science*, 320, 1444-1449.
- Bounoua, L., DeFries, R., Collatz, G. J., Sellers, P., & Khan, H. 2002. Effects of Land Cover Conversion on Surface Climate. *Climatic Change*, 52, 29-64.
- DeFries, R. S., Bounoua, L., & Collatz, G. J. 2002. Human modification of the landscape and surface climate in the next fifty years. *Global change biology*, 8, 438-458.
- Diffenbaugh, N. S., & Sloan, L. C. 2002. Global climate sensitivity to land surface change: The Mid Holocene revisited. *Geophys. Res. Lett.*, 29, 1476.
- Feddema, J. J., Oleson, Keith W., Bonan, Gordon B., Mearns, Linda O., Buja, Lawrence E., Meehl, Gerald A., & Washington, Warren M. 2005. The Importance of Land-Cover Change in Simulating Future Climates. *Science*, 310, 1674-1678.
- Field, C. B., Lobell, David B., Peters, Halton A., & Chiariello, Nona R. 2007. Feedbacks of Terrestrial Ecosystems to Climate Change. *Annual Review of Environment and Resources*, 32, 1-29.
- Jackson, R. B., Jobbágy, Esteban G., Avissar, Roni, Roy, Somnath Baidya, Barrett, Damian J., Cook, Charles W., Farley, Kathleen A., le Maitre, David C., McCarl, Bruce A., & Murray, Brian C. 2005. Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. *Science*, 310, 1944-1947.

- Jackson, R., B., James T. Randerson, Josep G. Canadell, Ray G. Anderson, Roni Avissar, Dennis D. Baldocchi, Gordon B. Bonan, Ken Caldeira, Noah S. Diffenbaugh, Christopher B. Field, Bruce A. Hungate, Esteban G. JobbÁgy, Lara M. Kueppers, Marcelo D. Noretto, & Diane E. Pataki 2008. Protecting climate with forests. *Environmental Research Letters*, 3, 044006.
- Juang, J.-Y., Katul, G., Siqueira, M., Stoy, P. & Novick, K. 2007. Separating the effects of albedo from eco-physiological changes on surface temperature along a successional chronosequence in the southeastern United States. *Geophys. Res. Lett.*, 34, L21408.
- Lucht, W., Hyman, A. H., Strahler, A. H., Barnsley, M. J., Hobson, P., vMuller, J. P. 2000. A comparison of satellite-derived spectral albedos to ground-based broadband albedo measurements modeled to satellite spatial scale for a semidesert landscape. *Remote Sensing of Environment*, 74, 85-98.
- Maignan, F., Breon, F. M., & Lacaze, R. 2004. Bidirectional reflectance of Earth targets: Evaluation of analytical models using a large set of spaceborne measurements with emphasis on the Hot Spot. *Remote Sensing of Environment*, 90, 210-220.
- Oleson, K., Bonan, G., Levis, S., & Vertenstein, M. 2004. Effects of land use change on North American climate: Impact of surface datasets and model biogeophysics. *Climate Dynamics*, 23.
- Pánek, T., Silhán, K., TáBořík, P., Hradecký, J., Smolková, V., Lenart, J., Brázdil, R., Kašičková, L. & Pazdur, A. 2011. catastrophic slope failure and its origins: case study of May 2010 Girová mountain long-runout rock slide (Czech Republic). *Geomorphology*, 130, 352-364.
- Pielke, R. A., Marland, Gregg, Betts, Richard A., Chase, Thomas N., Eastman, Joseph L., Niles, John O., Niyogi, Dev dutta S., & Running, Steven W. 2002. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 360, 1705-1719.
- Roujean, J. L., Leroy, M. & Deschamps, P. Y. 1992. A Bidirectional Reflectance Model of the Earths Surface for the Correction of Remote-Sensing Data. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 97, 20455-20468.
- Schaeffer, M., Eickhout, B., Hoogwijk, M., Stengers, B., van Vuuren, D., Leemans, R., & Opsteegh, T. 2006. CO2 and albedo climate impacts of extratropical carbon and biomass plantations. *Global Biogeochem. Cycles*, 20, GB2020.
- Vermote, E., Justice, C. O., & Breon, F. M. 2009. Towards a Generalized Approach for Correction of the BRDF Effect in MODIS Directional Reflectances. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 47, 898-908.

Clasificación de unidades geológicas sobre la superficie lunar

I. Ordóñez Etxeberria y A. Bastarrika Izagirre

*Departamento de Ingeniería Minera, Metalúrgica y Ciencia de los Materiales.
Escuela de Ingeniería de Vitoria-Gasteiz. Universidad del País Vasco UPV/EHU*

Resumen

Este trabajo consiste en la aplicación de técnicas de teledetección sobre imágenes lunares, con el objetivo de obtener información de las características superficiales mineralógicas de la Luna. Se describen el tratamiento de las imágenes obtenidas por la misión SELENE, desarrollada por la Agencia Japonesa de Exploración Aeroespacial (JAXA), así como los resultados obtenidos para el área de estudio. La zona escogida se ubica en la región sur de la meseta Aristarchus, y corresponde a una de las regiones de mayor diversidad geológica de la Luna. Las 120 imágenes analizadas cubren alrededor de 10.000 km² y como resultado final del trabajo se ha realizado la cartografía mineralógica de la región a la mejor escala cartográfica conseguida hasta ahora.

Palabras clave: Luna, meseta y cráter Aristarchus, SELENE, MI-VIS, MI-NIR, LROC, cartografía lunar, geología lunar, mineralogía lunar.

Abstract

This work consisted in the application of remote sensing techniques on lunar images with the aim of obtaining information on the superficial mineralogy features of the moon. It describes the processing of the images obtained by the SELENE mission, developed by the Japan Aerospace Exploration Agency (JAXA), and the results obtained in one particular study area. The chosen region is located to the south of the Aristarchus plateau and corresponds to a region with one the biggest geological diversity in the moon. The 120 images analyzed cover an extension of 10,000 km², resulting in the best resolution mineralogy cartography obtained so far.

Key words: Moon, Aristarchus plateau and crater, SELENE, MI-VIS, MI-NIR, LROC, lunar cartography, lunar geology, lunar mineralogy.

Introducción

Si bien habitualmente las técnicas de teledetección se aplican sobre datos provenientes de la superficie terrestre, en este artículo se propone la aplicación de esas mismas técnicas sobre información de la superficie lunar valiéndonos de las imágenes de algunos de los satélites que orbitan alrededor de la Luna.

No es de extrañar que las agencias espaciales entiendan la teledetección como una disciplina preferente en sus investigaciones, y es-

tén utilizando estas técnicas para ampliar sus conocimientos de los diferentes cuerpos del sistema solar. Se envían sondas y se procesa información no sólo de la Luna, sino de las superficies y atmósferas de Mercurio, Venus, Marte, Júpiter y Saturno entre otros cuerpos celestes (Clark *et al.*, 2003, y Nittler *et al.*, 2004).

Incluso recientemente se está empezando a valorar la espectrometría como una técnica a tener en cuenta en el estudio de planetas extrasolares, evaluando el espectro de luz de és-

* Autor para la correspondencia: iordonez002@ikasle.ehu.es; aitor.bastarrika@ehu.es

Recibido: 30-10-12; Aceptado: 10-05-13.

Tabla 1. Principales misiones lunares con interés geológico

Sensor	Región espectral	Rango (nm)	Resolución (m/px)
Clementine - Agencia: Nasa (1994-1994)			
UVVIS	Ultravioleta-Visible	400-1000	100-325
HiRes	Visible	400-800	7-20
LIDAR	Láser	—	40
LWIR	Infrarrojo	8000-9500	55-136
NIR	Infrarrojo Cercano	1100-2780	150-500
Smart-1 - Agencia: ESA (2003-2006)			
AMIE	Visible-Infrarrojo	750-950	50
SIR	Infrarrojo	900-2400	300
SELENE - Agencia: JAXA (2007-2009)			
MI	Visible-Infrarrojo	415-1550	20-62
SP	Visible-Infrarrojo	500-2600	500
TC	Visible	430-850	10
LRS	Radar	—	30
LALT	Láser	—	1600
Chandrayaan-1 - Agencia: ISRO (2008-2009)			
Moon Mineralogy Mapper-M3	Visible-Infrarrojo	446-3000	140
LRO - Agencia: NASA (2009-2012)			
Diviner	Infrarrojo	350-4000	180
LAMP	Ultravioleta	57,5-196,5	100
LOLA	Láser	—	5
LROC	Ultravioleta-Visible	300-680	1

tos y comparándolo con el reflejado por nuestro planeta sobre la superficie lunar (Pallé *et al.*, 2009).

Los criterios para clasificar y determinar unidades geológicas sobre la superficie lunar han variado significativamente en los últimos años. En los años 60 y 70 del siglo XX las pautas básicas usadas para definir la distribución espacial de los materiales geológicos de nuestro astro más cercano, eran definidas por la textura superficial y topográfica aportada por imágenes pancromáticas (Wilhelms *et al.*, 1979). El criterio de clasificación venía determinado básicamente por la tonalidad de las áreas, sin aportar información significativa sobre la mineralogía que las configuraba.

Sin embargo, los recientes avances en la teledetección han permitido expandir las posibilidades de este ámbito de estudio, la resolución y cobertura espacial han ido aumentando, y las misiones lunares han aportado imágenes multispectrales e hiperespectrales de gran calidad de la superficie lunar (Jaumann *et al.*, 2012).

Las características y localización de materiales lunares están siendo objeto de estudio por diversas Agencias Espaciales y equipos de investigación. En este sentido, el número de misiones y satélites enviados a la Luna desde mediados del siglo pasado es elevado, y en los últimos años se han realizado esfuerzos por recabar datos que explicaran el origen y evolución de ésta y aportaran información geológica que permita examinar la existencia de agua en forma de hielo y las posibilidades para la mejor ubicación de futuras bases científicas permanentes en el satélite.

Con esos objetivos, en la actualidad nos encontramos con una gran cantidad de sensores que se encargan de determinar un alto número de características lunares alrededor de la topografía, la geomorfología, la mineralogía y la geodesia entre otros ámbitos de estudio.

En la Tabla 1 se detallan algunas de las características de las misiones y sensores que se han enviado a la Luna. Se han recopilado aquellos instrumentos que por las características de

la información capturada tienen un interés científico dentro de la temática de este artículo, incluyendo así las misiones Clementine, Smart-1, SELENE, Chandrayaan-1 y LRO.

Los objetivos de estas misiones se circunscriben en el ámbito geológico, y así en la misión Clementine se buscaba estudiar la superficie lunar y el asteroide 1620 Geógrafo. Smart-1 de la ESA recopiló datos que ayudaron a responder cuestiones sobre el origen de la Luna y la posible presencia de hielo en su superficie, y en este sentido la misión SELENE ha obtenido datos científicos que han explicado el origen y evolución lunar, y se dispone de la información que va a poder abordar el desarrollo de tecnologías para futuras exploraciones a nuestro satélite. Los experimentos a bordo de Chandrayaan-1 y LRO permiten en la actualidad realizar una cartografía a alta resolución de toda la superficie lunar, distinguiendo la distribución de diferentes elementos como el magnesio, aluminio, silicio, calcio, hierro y titanio, así como algunos de número atómico alto, como el radón, uranio y torio, y evaluar la superficie lunar en vista a futuros aterrizajes para exploraciones humanas en el satélite.

En lo que se refiere a la tipología de los materiales geológicos que se pueden encontrar sobre la superficie lunar, éstos vienen determinados por las condiciones en las que se originó la Luna y la carencia de procesos erosivos de carácter atmosférico, de tal modo se configura la naturaleza de las rocas lunares como de tipo ígneo.

Si bien el origen de la Luna aún se está definiendo, la hipótesis más aceptada es la denominada Teoría del Impacto, que básicamente determina que un cuerpo del tamaño de Marte habría impactado sobre la Tierra hace 4.500 millones de años. Este choque presumiblemente habría expulsado grandes cantidades de material alrededor de la órbita terrestre, y finalmente la Luna se habría formado a través de la acumulación y compactación de estos componentes (Hartmann *et al.*, 1986).

En las primeras etapas de la formación de la Luna, ésta estaría compuesta por una masa de magma que paulatinamente fue solidificando, y durante este tiempo varios eventos de impacto siguieron modificando la superficie lu-

nar. Tras éstos, las lavas fluyeron sobre la superficie formando los mares y más tarde llegarían las erupciones piroclásticas arrojando restos de basalto derretido.

De esta forma, la superficie lunar estaría formada por rocas ígneas procedentes del océano de magma original, y el magma producido por los impactos durante su origen y los eventos volcánicos posteriores. Así la totalidad de las rocas que podemos encontrar sobre la superficie lunar pertenecen al tipo de rocas magmáticas, predominando entre ellas el basalto que cubre los mares lunares (Hartmann *et al.*, 1986).

Área de estudio y datos usados

Sobre la superficie lunar existen, básicamente, dos características que determinan la diversidad de materiales geológicos. Por un lado los cráteres de impacto o astroblemas, y por otro la actividad volcánica.

En este sentido, el área escogida para el estudio de este trabajo ha sido parte de la meseta de Aristarchus, que incluye el cráter del mismo nombre situado en la zona este de la región, el inicio del Vallis Schröteri al norte, con la formación «cabeza de cobra» que corresponde a una depresión originada por actividad volcánica, y el cráter Herodotus al oeste.

Esta región ha sido estudiada en los trabajos de investigación de Mustard *et al.* (2011) y Chevrel *et al.* (2009), en los que se destaca la meseta de Aristarchus como una región de considerable variedad geológica, éstos aportan además resultados de diferenciación de materiales y en el caso del estudio de Chevrel *et al.* (2009), las características mineralógicas de las rocas que componen la región. Las diferencias fundamentales de el trabajo que aquí se presenta respecto a los dos anteriores radica en la resolución espacial y espectral de las imágenes usadas. Así en el trabajo de Mustard *et al.* (2011) el estudio se realizó con datos hiperespectrales del instrumento M3, de 140 m/px. En el trabajo de Chevrel *et al.* (2009) fueron usadas imágenes de la misión Clementine de entre 100 a 325 m/px (Tabla 1). En nuestro caso, y como se señala más adelante, la resolución espacial de las imágenes de SELENE es de 62 m/px, lo que ha permitido la cartografía de

la zona a mayor escala que en los estudios anteriores.

La localización del área de estudio, que se señala de forma generalizada en la Figura 1, se encuentra entre las longitudes 46° W- 52° W y las latitudes 22° N- 25° N, y supone una superficie de alrededor de 10.000 km^2 .

En lo que se refiere a los datos usados para la clasificación de materiales, se ha contado con las imágenes capturadas por la misión SELENE, mediante el instrumento MI. Este instrumento se subdivide en dos sensores diferentes, el MI-VIS sensible a las longitudes de onda de 415, 750, 900, 950 y 1000 nm y que conforma una imagen de 5 bandas, y el MI-NIR que captura información en los 1000, 1050, 1250 y 1550 nm agrupados en 4 bandas diferentes.

El satélite SELENE describía, en el momento de la observación, una órbita polar circular a 100 km de altura sobre la superficie lunar y una inclinación de 90° (Matsumoto *et al.*, 2009).

Los detalles de ambos sensores se describen en el artículo de Ohtake *et al.* (2008) y se resumen brevemente en la Tabla 2.

El nivel de tratamiento de las imágenes usadas en este proyecto corresponde al L2B, que supone una corrección radiométrica de los datos, del modo descrito también por Ohtake *et al.* (2008). Así, tras esta corrección, la información de las imágenes corresponde a niveles de radiancia.

Por otro lado, las imágenes que han participado en el mosaico final objeto de la clasificación geológica fueron tomadas por la misión SELENE en marzo de 2008.

En la realización práctica de este trabajo se han usado, además de las imágenes obtenidas



Figura 1. Localización de la meseta de Aristarchus en la cara visible de la Luna.

por la misión SELENE, los datos altimétricos proporcionados por el instrumento LROC de la misión LRO de la NASA.

Metodología

Respecto a la metodología aplicada, se debe señalar que los dos sensores del instrumento MI de la misión SELENE (MI-VIS y MI-NIR) utilizados en este trabajo disponen de resoluciones espaciales diferentes, siendo de 20 m/px para MI-VIS y 62 m/px para MI-NIR, de modo que al ser ensamblados los datos resultantes tienen una resolución de 62 m/px propia del sensor MI-NIR. En este paso se ha aplicado un remuestreo bicúbico, reduciendo la resolución de MI-VIS a la de MI-NIR, para ob-

Tabla 2. Características de los sensores MI-VIS y MI-NIR.

MI	Sensor	Resolución espacial	f	FOV	Banda	Longitud de onda
MI-VIS	2D CCD	20 m/px	65 mm	11°	1	0,415 μm
					2	0,750 μm
					3	0,900 μm
					4	0,950 μm
					5	1,000 μm
MI-NIR	2D InGaAs	62 m/px	65 mm	$11,2^{\circ}$	6	1,015 μm
					7	1,050 μm
					8	1,250 μm
					9	1,550 μm

Tabla 3. Ubicación de las áreas de entrenamiento para el método de Máxima Verosimilitud

Material	Latitud	Longitud
AP, anortosita con clinopiroxeno y olivino fragmentado	23°41'30,5439" N	47°31'14,1576" W
AER, anortosita con piroxenos	23°54'02,6578" N	46°59'23,6153" W
DMD, basalto con material magmático de carácter eruptivo	22°28'20,0361" N	48°50'05,3611" W
HE, plagioclasa, clinopiroxeno y ortopiroxeno	24°14'47,5360" N	50°01'13,5895" W
NE, ortopiroxeno con bajo contenido en feldespato	23°31'19,8119" N	46°23'06,0219" W
OL, olivino	23°17'20,9852" N	46°42'12,4183" W
SC, anortosita con clinopiroxeno	23°00'48,3736" N	47°39'45,5882" W
SW, materiales basálticos ricos en clinopiroxeno	22°30'02,9549" N	47°34'24,0380" W

tener las imágenes finales. La resolución espacial del resultado de este remuestreo es determinante a la hora de poder establecer una escala final del resultado y en total, para la escena cartografiada, han participado 120 imágenes, 60 para cada uno de los sensores, cubriendo un área de alrededor de 10.000 km².

Para la aplicación de las técnicas de clasificación sobre las imágenes originales de SELENE, previamente se han unido los datos de ambos sensores, de modo que conformaran una sola imagen de 9 bandas (Tabla 2). En este sentido, cada una de las imágenes ha sido georeferenciada a partir de la información aportada en la cabecera del fichero de datos, indicando la longitud y latitud lunares, para cada uno de las esquinas de la matriz de píxeles, así como para el punto central de la escena.

Sin embargo los valores de la posición de longitud y latitud no se corresponden exactamente a la situación real de los píxeles de la imagen, sino que en algunos casos pueden venir alterados dependiendo de la dirección y orientación del satélite. Por lo tanto, para georeferenciar correctamente cada una de las escenas se han consultado también las etiquetas de la cabecera que determinan estos dos factores, y poder así georeferenciar correctamente la imagen.

Una vez se tenían las 120 imágenes georeferenciadas, podían unirse entre ellas para conformar la región de estudio.

Clasificación de las unidades geológicas

Para la separación de los diferentes materiales sobre el área de estudio, se ha optado por

realizar una clasificación supervisada por el método de máxima verosimilitud. Por lo tanto, y en la aplicación de este método, se han definido áreas de entrenamiento a las que se les ha asignado un material concreto, en referencia al estudio de Chevrel *et al.* (2009) como se expone más adelante.

El clasificador de máxima verosimilitud (o máxima probabilidad) considera que los datos siguen una función de distribución normal para asignar la probabilidad de que un píxel cualquiera pertenezca a cada una de las clases. El cálculo se realiza para todas las clases, y se le asigna al píxel aquella que maximice la función de probabilidad.

En nuestro caso las áreas de entrenamiento se han seleccionado a partir de la información del estudio de Chevrel *et al.* (2009) reflejado en la Tabla 3. De este modo, al tomar las referencias directamente de las imágenes de la misión SELENE, no ha sido necesario determinar la reflectividad de la superficie a partir de los valores de radiancia aportados por los dos sensores, ya que su consideración no variaría el resultado del método aquí usado.

En la nomenclatura de estas diferentes unidades geológicas se ha preferido respetar los nombres dados en el artículo de Chevrel *et al.* (2009) descritos anteriormente, ya que han sido la referencia para la determinación de las zonas que iban a conformar las diferentes áreas de entrenamiento, y la tipología de éstas.

Diferencias entre pasadas

El desarrollo de la clasificación se ha debido realizar sobre dos imágenes diferentes, que corresponden a dos grupos de pasadas del sa-

télite SELENE sobre el área de estudio. Esto ha sido motivado por el diferente ángulo de incidencia solar para cada uno de los grupos de pasadas, que han imposibilitado la fusión de los datos de radiancia entre ellas. Estos valores se muestran muy diferentes para puntos localizados sobre las áreas de solape, incluso tras pretender una corrección de éstos a partir del valor del ángulo de incidencia para cada conjunto de pasadas.

Si bien las diferencias relativas a las condiciones geométricas de la radiación solar, y que se señalan a continuación, no son muy acentuadas en las órbitas consecutivas, sí lo son entre grupos de pasadas no consecutivas.

Hay que señalar que entre pasadas consecutivas, el intervalo temporal que separaba cada una de ellas era de alrededor de 2 horas de tiempo, lo que supone 8 horas de diferencia entre la primera y la última pasada que cubre la zona de estudio. Sin embargo se debe tener en cuenta que un día lunar tiene una duración de alrededor de 28 días terrestres, con lo cual aun pareciendo considerable esa diferencia temporal de 8 horas entre pasadas, suponen unas modificaciones de las condiciones geométricas de la luz solar mínimas. En una aproximación simplificada, sería como situar respecto a la superficie terrestre una diferencia temporal de unos 17 minutos entre la primera y la última pasada de cada grupo.

Se ha estudiado la posibilidad de relacionar el ángulo de incidencia solar con los valores de radiancia de cada imagen, entendiendo que los datos resultantes debieran ser similares para ambas imágenes en las áreas de solape, una vez aplicada esta corrección.

Se debe tener en cuenta que los valores de las imágenes ya están corregidos radiométricamente (recordemos que se está trabajando con imágenes etiquetadas como L2B), y que suponemos que la superficie lunar responde al modelo de un reflector lambertiano, en el que se refleja la energía incidente por igual en todas las direcciones. Por otro lado, debido a las características de la Luna, no debemos contar en este caso con factores atmosféricos ni relacionados con la vegetación, así que tan sólo nos resta establecer la correspondencia entre los valores de los dos grupos de pasadas en base al ángulo de incidencia solar.

Para diseñar esta corrección se optó por aplicar una ecuación que relacionara el coseno del ángulo de incidencia con los datos de ambas imágenes sobre los valores de 12 puntos de muestreo seleccionados en áreas de solape, de modo que se pudiera establecer una relación lineal entre ambas imágenes.

Sin embargo el resultado no ha permitido establecer una correspondencia lineal entre los datos, ya que los valores siguen teniendo diferencias notables y no constantes, como se puede observar en la Figura 2.

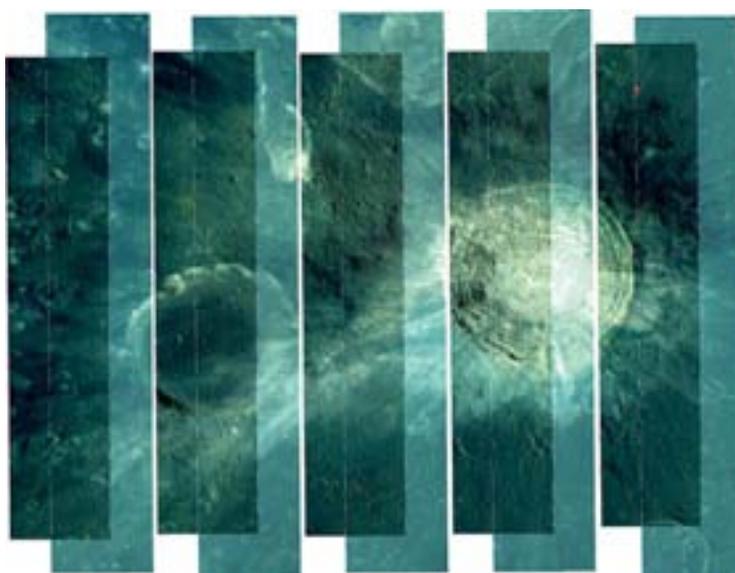


Figura 2. Superposición de los grupos de pasadas en la región de estudio. En esta imagen se puede apreciar la diferencia de valores entre pasadas.

Tabla 4. Separabilidad de los diferentes materiales aplicando la fórmula para el cálculo de la distancia Jeffries-Matusita

	AP	AER	DMD	HE	NE	OL	SC	SW
AP	2,000							
AER	2,000	2,000						
DMD	2,000	2,000	1,999					
HE	2,000	2,000	1,999	1,999				
NE	2,000	2,000	1,999	1,996	2,000			
OL	2,000	2,000	2,000	1,999	2,000	1,995		
SC	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	1,996	1,999	
SW	2,000	2,000	1,998	1,679	1,999	2,000	2,000	2,000

Ante la imposibilidad de encontrar una correspondencia entre ambas imágenes que permitiera unir las y trabajar con un único origen de datos, la solución que se propone al problema de las diferencias geométricas de la radiación solar entre pasadas, es realizar la clasificación geológica de modo separado para cada uno de los grupos de pasadas seleccionados, y combinar luego los resultados de ambas.

De este modo se puede obtener una información de los materiales geológicos para una superficie mayor que el área cubierta por cada una de las pasadas orbitales, sin que esta información se vea afectada por los diferentes valores de radiancia en las áreas de solape.

Resultados

Separabilidad de los materiales

La separabilidad de los materiales geológicos se muestra en la Tabla 4, y ha sido calculada a partir de las estadísticas obtenidas en las regiones de entrenamiento. En este caso, los valores por debajo de 1,9 indican una pobre separabilidad mientras que entre 1,9 y 2 la separabilidad es adecuada. Como se puede observar en la Tabla 4, existe una buena separación generalizada entre materiales, si exceptuamos la correspondiente entre las clases HE y SW, en los que esta separabilidad puede considerarse muy pobre con un valor de 1,7.

Sin embargo, el gran parecido de los materiales que componen esta unidad geológica, en la que predomina el clinopiroxeno, y que a su vez está reflejado en la semejanza espectral de

la Tabla 4, puede justificar ese valor tan escaso de separabilidad.

Disposición espacial de los materiales

Para tener una visión completa de la clasificación sobre la región de Aristarchus, se ha realizado un solape de los resultados de dicha clasificación sobre los dos grupos de pasadas, mostrando la cobertura total de materiales geológicos sobre esa porción de la meseta (Figura 3).

Las imágenes resultantes tras aplicar el método de máxima verosimilitud, muestran en alguna medida una alta diversidad geológica, y una disposición continua de las unidades geológicas. Por un lado, destaca la presencia de la clase AP en el interior del cráter Aristarchus, que también está presente junto al cono volcánico de la formación «cabeza de cobra» del Vallis Schröteri.

La unidad geológica AER cubre la porción norte de la imagen, combinándose hacia el oeste con materiales del tipo DMD y SW. Segui-

Tabla 5. Tamaño de la superficie clasificada para cada tipo de materiales

Material	Porcentaje de superficie	km ²
AP	10,48 %	1.228
AER	53,46 %	6.267
DMD	7,80 %	915
HE	0,76 %	89
NE	6,06 %	711
OL	0,18 %	21
SC	6,15 %	721
SW	15,11 %	1.771

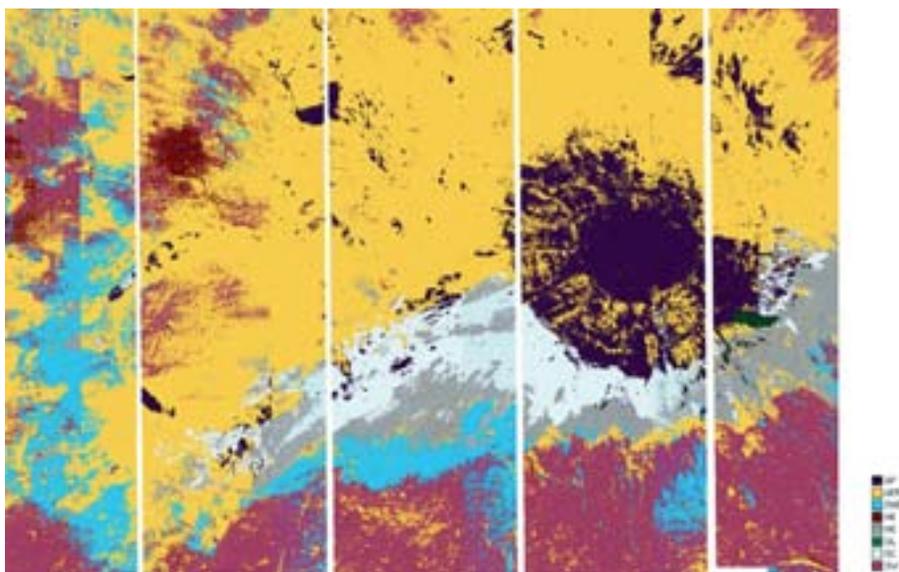


Figura 3. Superposición de los resultados de la clasificación para ambos grupos de pasadas. La clase AP corresponde a anortosita con clinopiroxeno y olivino fragmentado; AER: anortosita con piroxenos; DMD: basalto con material magmático de carácter eruptivo; HE: plagioclasa, clinopiroxeno y ortopiroxeno; NE: ortopiroxeno con bajo contenido en feldespato; OL: olivino; SC: anortosita con clinopiroxeno; SW: materiales basálticos ricos en clinopiroxeno.

damente, y en la región suroeste del cráter, se aprecia una disposición continua, casi de forma paralela, de las clases SC, NE y DMD. Esta disposición pudiera responder a las expulsiones de material a partir del impacto del meteorito, en formas de «cola de gallo».

En la zona sur de la imagen, se distingue la presencia de materiales SW, que también tiene representación en la esquina noreste de la región estudiada.

Por último, hay dos unidades claramente separadas y que abarcan una extensión espacial reducida: la zona OL, compuesta por olivino y que destaca al sureste del cráter Aristarchus; y la zona HE, que corresponde a un pequeño cráter situado al Norte del cráter Herodotus.

Evaluación de los resultados

La evaluación de los resultados obtenidos es uno de los aspectos más comprometidos de este trabajo. Ya se ha señalado que tan sólo se cuenta con un artículo que ha identificado los materiales (Chevrel *et al.*, 2009) y que de hecho ha servido de referente para la ubicación de las clases en los polígonos de entrenamien-

to, y otro material de investigación (Mustard *et al.*, 2011) que propone una separación de materiales geológicos para nuestra área de estudio. Por lo tanto no es posible cotejar la calidad del resultado con otros trabajos ni, mucho menos, con muestras de campo.

Respecto a la presencia de olivino en la región de Aristarchus, que tiene su referencia en la clase OL, ésta aparece pobremente representada en el trabajo de Chevrel *et al.* (2009), si bien, y como se desarrolla más adelante, no existen dudas de la presencia de este mineral en esa posición sureste del cráter Aristarchus.

Por otro lado, una de las consideraciones que usó el equipo de investigación del cráter Aristarchus (Mustard *et al.*, 2011), para la determinación de las características geológicas de éste, fue aplicar el algoritmo Spectral Angle Mapper (SAM), sobre los datos aportados por la misión Chandrayaan-1. En este caso, y como se puede comprobar en la Figura 5, la diferenciación del olivino es clara, y coincide con la presencia de éste en la Figura 4.

En este trabajo de investigación de Mustard *et al.* (2011), no se analiza el tipo de materiales que componen el cráter de Aristarchus (salvo en el caso del olivino, comentado anterior-

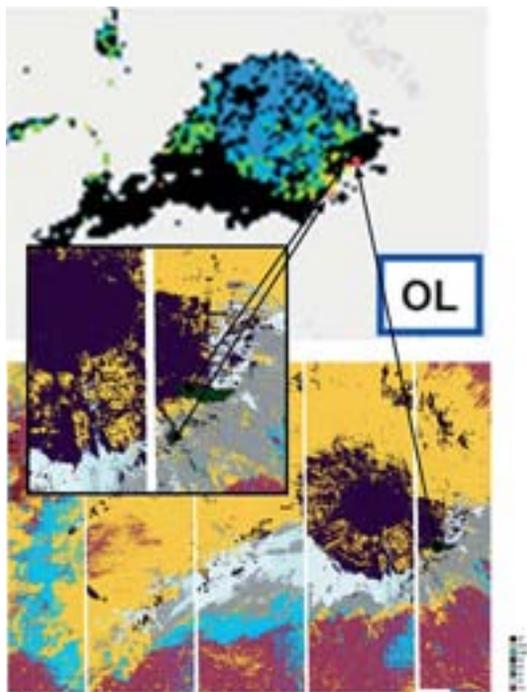


Figura 4. Localización de la clase OL en el trabajo de Chevreil *et al.* (2009) y en los resultados de la clasificación obtenidos en este trabajo.

mente), sino que propone un método de clasificación geológica que separa las diferentes clases de materiales del área de estudio tal y como se muestra en la Figura 6.

Se puede apreciar cómo se da una distribución coherente de materiales entre la Figura 3

referente a los resultados obtenidos en nuestro trabajo y la Figura 6. Por un lado la unidad AP está claramente representada en el interior del cráter Aristarchus, y en menor medida en el cono volcánico de la formación «cabeza de cobra» del Vallis Schröteri. En los resultados obtenidos en la realización práctica de nuestro proyecto la localización y distribución de materiales es similar.

También se observa de forma diferenciada la presencia de olivino, que como se ha detallado anteriormente está situado en el sector sureste del cráter Aristarchus, y que viene claramente diferenciado en rojo sobre la Figura 5.

Por otro lado, se aprecia una distribución paralela idéntica entre las clases SC (azul claro), NE (gris), DMD (azul) de la imagen que se ha obtenido en nuestro trabajo, y la gama de colores propuestos en la misma región para el resultado de Mustard *et al.* (2011).

Un material que aparece claramente reconocible, y que es algo marginal en la escena, es el correspondiente a la clase HE, localizado en un pequeño cráter sobre el cráter Herodotus, y que se muestra en la Figura 6 claramente resaltado con un verde amarillento. En nuestro resultado este material corresponde a la unidad coloreada en marrón y situada sobre el mismo punto que corresponde a materiales ricos en plagioclasa, clinopiroxeno y ortopiroxeno. También se distingue la distribución uni-

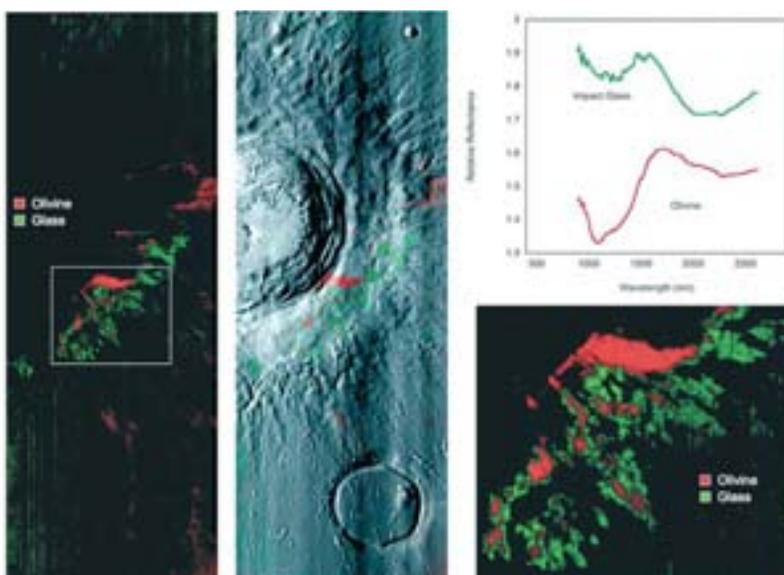


Figura 5. Aplicación del algoritmo SAM sobre los datos de M3 (Mustard *et al.*, 2011), para la clasificación del olivino.

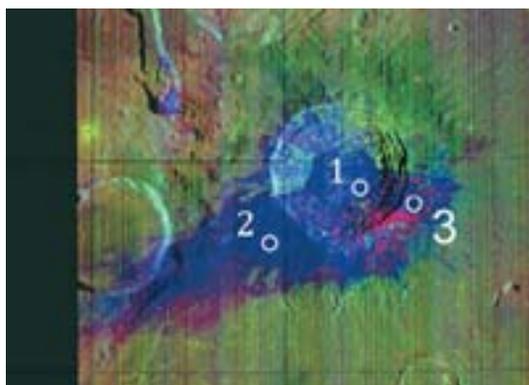


Figura 6. Aplicación del algoritmo SAM sobre los datos de M3 (Mustard *et al.*, 2011), para la clasificación del olivino.

forme y continua de la clase AER en el sector norte de la imagen. Esta diferenciación es ampliamente más clara que en el anterior trabajo comparado de Chevrel *et al.* (2009).

Para determinar el grado de coincidencia entre las clasificaciones de las imágenes correspondientes al primer y segundo grupo de pasadas, se ha realizado un conteo de píxeles según su correspondencia entre clases.

Para ello se ha elaborado un sencillo algoritmo, cuyo resultado se refleja en la Tabla 6. Este algoritmo identifica la coincidencia de las diferentes clases entre ambas pasadas, generando una matriz de confusión que posteriormente puede ser evaluada.

A partir de los resultados obtenidos en la Tabla 6, se puede calcular fácilmente el porcentaje de coincidencia entre clases. Así, el resultado global que obtenemos en nuestro caso es de un 68,02% de correspondencia entre clases.

Como se puede observar se dan en algunos casos valores individuales de coincidencia considerablemente bajos, como HE para el primer grupo de pasadas, o DMD en el caso del segundo grupo, debido principalmente a la escasa presencia de esos materiales en las imágenes recíprocas.

En este punto hay que señalar, que las imágenes analizadas no estaban corregidas geométricamente entre sí, con lo cual es posible que no exista una correspondencia completa entre la ubicación de un píxel de una y otra imagen.

Aún y todo, el porcentaje de coincidencia se considera bueno, teniendo en cuenta este último aspecto señalado, y las dificultades que se han indicado a lo largo del trabajo referentes a la ubicación de las áreas de entrenamiento y a la separación entre clases.

En este sentido, y como se puede observar en la Figura 3, se da una incongruencia en los resultados para ambos grupos de pasadas en la región Oeste de la imagen, mayormente para los materiales AER, DMD y SW, aunque en el resto de la imagen se comportan de manera coherente entre sí. Para la cartografía final se ha escogido el grupo de pasadas que de forma más uniforme respondía a la localización de los materiales.

Por último, y con el objetivo de facilitar la interpretación de los resultados obtenidos se ha realizado un documento cartográfico, mostrado en la Figura 7. Para la correcta transformación de los datos se han proyectado éstos sobre el sistema de referencia Moon 2000 definido por la International Astronomical

Tabla 6. Número de píxeles coincidentes entre clases

Segunda pasada	Primera pasada									
	Sin solape	AP	AER	DMD	HE	NE	OL	SC	SW	Coincidencia
Sin solape	114177	113438	481719	24243	21868	48121	4341	69078	172516	
AP	97385	108718	60687	371	394	2126	48	1494	380	62,40%
AER	515839	16831	632837	47891	15614	19050	458	3627	87279	76,84%
DMD	139826	390	50254	73907	12653	17960	157	54	89999	30,12%
HE	77	5	152	12	1224	0	0	0	114	81,22%
NE	54464	3583	19703	590	1	82316	60	23181	18	63,59%
OL	223	660	71	21	0	1753	1011	68	1	28,20%
SC	60734	22337	9827	27	0	12322	24	57801	2	56,48%
SW	117284	148	23003	7938	2987	379	1	0	226148	86,78%
Coincidencia		71,21%	79,45%	56,52%	3,72%	60,57%	57,48%	67,04%	55,99%	

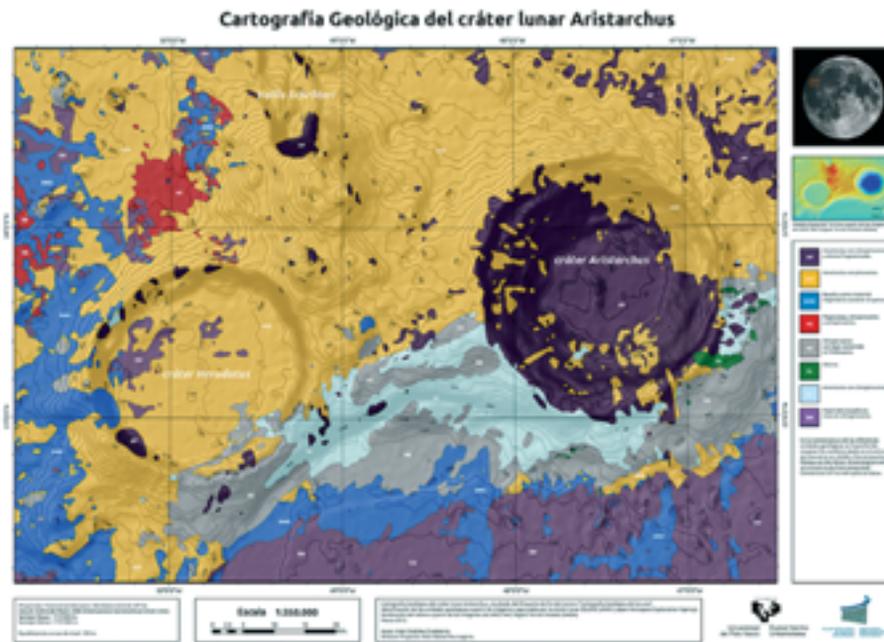


Figura 7. Documento cartográfico, a partir del resultado de la clasificación de materiales geológicos.

Union. Además se ha incluido la información altimétrica derivada del modelo digital de terreno obtenido a partir de las imágenes de la misión LROC, a modo de sombreado de relieve y curvas de nivel y por último la proyección cartográfica aplicada ha sido la Transversa de Mercator. De este modo, y teniendo en cuenta la resolución espacial de las imágenes, se ha confeccionado la cartografía mineralógica de la zona a una escala 1/350.000.

Conclusiones

Desde los inicios de la cartografía lunar hasta la actualidad se ha avanzado de manera determinante, apoyándose las diferentes agencias espaciales en la teledetección. Para la aplicación de estas técnicas de teledetección sobre imágenes lunares, se cuenta con diversas fuentes de datos hiperespectrales y multispectrales, distribuidas por las diferentes agencias espaciales internacionales.

En nuestro caso, con los datos aportados por los instrumentos MI-VIS y MI-NIR de la misión SELENE se ha podido realizar una clasificación de materiales lunares de la superficie del satélite.

Del mismo modo que en anteriores trabajos, el área de estudio escogido ha respondido a una diversidad geológica elevada, y las diferentes clases obtenidas en el resultado de la clasificación se han localizado de forma coherente con estos trabajos previos. Sin embargo esta clasificación, para ser resuelta positivamente ha tenido que apoyarse en el trabajo de Chevrel *et al.* (2009), impidiendo de este modo realizar una evaluación cuantitativa del resultado, más allá del propuesto en la coincidencia de las áreas de solape de los dos grupos de pasadas. Este último método nos ha devuelto una coincidencia de disposición idéntica de materiales entre las dos imágenes del 68%.

Por otro lado, la evaluación del resultado se muestra compleja en este ámbito de estudio, si bien los resultados propuestos tienen cierta correspondencia al menos cualitativa con anteriores trabajos en el mismo área. Por lo tanto con esta limitación en la evaluación se entiende el resultado obtenido como un resultado preliminar para una futura cartografía geológica de la región de Aristarchus, apoyada en otros métodos.

La resolución espacial de las imágenes que han determinado la clasificación y diferenciación de las unidades geológicas, que corres-

ponden a 62 metros por píxel, posibilita la edición de un documento cartográfico a una escala de 1:350.000. De este modo se ha obtenido la cartografía mineralógica a mejor escala de la región de estudio hasta la fecha.

Los siguientes pasos de trabajo debieran encajarse en determinar, de forma menos dependiente de trabajos previos, la tipología de materiales mediante la comparación de firmas espectrales de laboratorio de muestras lunares obtenidas por las misiones Luna y Apolo. Esto incluye el cálculo de la reflectividad a partir de los niveles de radiancia de las imágenes para disponer de resultados que permitan la comparación con los datos de laboratorio y de muestras lunares.

Referencias

- Chevrel, S. D., Pinet, P. C., Daydou, Y., Mouélic, S. Le, Langevin, Y., Costard, F., & Erard, S. 2009. «The Aristarchus Plateau on the Moon: Mineralogical and structural study from integrated Clementine UV-Vis-NIR spectral data». *Icarus*, (199), pp. 9-24.
- Clark, Roger N., Swayze, Gregg A., Livo, K. Eric, Kokaly, Raymond F., Sutley, Steve J., Dalton, J. Brad, McDougal, Robert R. & Gent, Carol A. 2003. «Imaging spectroscopy: Earth and planetary remote sensing with the USGS Tetracorder and expert systems». *Journal of Geophysical Research: Planets*, 108(E12). ISSN 2156-2202.
- Hartmann, W. K., Phillips, R. J., & Taylor, G. J. (Eds.) 1986. *Origin of the Moon*. Jaumann, R., Hiesinger, H., Anand, M., Crawford, I. A., Wagner, R., Sohl, F., Jolliff, B. L., Scholten, F., Knapmeyer, M., Hoffmann, H., Hussmann, H., Grott, M., Hempel, S., Kohler, U., Krohn, K., Schmitz, N., Carpenter, J., Wieczorek, M., Spohn, T., Robinson, M. S., & Oberst, J. 2012. «Geology, geochemistry, and geophysics of the Moon: Status of current understanding». *Planetary and Space Science*, 74(1), pp. 15-41.
- Matsumoto, S., Tayama, S., Iwamoto, Y., Ogo, K., Tanaka, K., & Iwayama, Y. 2009. «Operation and Evaluation Results of KAGUYA Attitude and Orbit Control System on Lunar Orbit». Japan Aerospace Exploration Agency.
- Mustard, J. F., Pieters, C. M., Isaacson, P. J., Head, J. W., Besse, S.; Clark, R. N., Klima, R. L., Petro, N. E., Staid, M. I.; Sunshine, J. M.; Runyon, C. J., & Tompkins, S. 2011. «Compositional diversity and geologic insights of the Aristarchus crater from Moon Mineralogy Mapper data». *Journal of Geophysical Research*, 116.
- Nittler, L. R., McCoy, T. J., Clark, P. E., Murphy, M. E., Trombka, J. I., & Jarosewich, E. 2004. «Bulk element compositions of meteorites: A guide for interpreting remote-sensing geochemical measurements of planets and asteroids». *Antarctic Meteorite Research*, 17, p. 231.
- Ohtake, M., Haruyama, J., Matsunaga, T., Yokota, Y., Morota, T., Honda, C., & the LISM Working Group. 2008. «Performance and scientific objectives of the SELENE (KAGUYA) Multiband Imager». *Earth Planets Space*, 60, pp. 257-264.
- Pallé, E., R., Zapatero Osorio M., Barrena, R., Montañés-Rodríguez, P., & Martín, E. L. 2009. «The Earth's transmission spectrum from lunar eclipse observations». *Nature*, 459, pp. 814-816.
- Wilhelms, D. E., Howard, K. A., & Wilshire, H. G. 1979. *Geologic Map of the South Side of the Moon*. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey.

Estimación de la evapotranspiración real en ecosistemas mediterráneos de Chile mediante datos ASTER y MODIS

L. Olivera¹, C. Mattar¹ y M. Galleguillos²

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

² Dept. Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables. Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad de Chile. Av. Santa Rosa 11315. La Pintana. Santiago, Chile.

Tel: 56-2-9785728 anexo 227

Resumen

La estimación de la distribución espacial de la evapotranspiración (ET), a escala del paisaje, permite avanzar en el conocimiento del funcionamiento biofísico de un territorio, lo que resulta fundamental en ecosistemas con frecuentes limitaciones hídricas y, que además, se encuentren pobremente instrumentados y documentados. En este sentido, se estimó la ET diaria en un paisaje de secano mediterráneo de la zona central de Chile, utilizando datos meteorológicos *in situ*, así como dos escenas satelitales de los sensores ASTER y MODIS. A partir de los contrastes espaciales de reflectancias y temperaturas superficiales de ASTER se calibró el modelo de balance de energía S-SEBI para estimar la fracción evaporativa. Los perfiles atmosféricos de MODIS (MOD07) y las temperaturas del aire máximas y mínimas diarias de estaciones meteorológicas, se utilizaron para obtener la radiación neta, considerando la heterogeneidad del relieve que proporciona la información topográfica de un modelo digital de elevación generado por el sensor ASTER. Los resultados obtenidos reflejan la heterogeneidad del paisaje, con tasas medias de ET de $5,8 \pm 1,8$ y $6,4 \pm 2,1$ mm.d⁻¹ en ambas escenas, dando cuenta de la variabilidad de coberturas, desde suelos desnudos, cultivos, bosques y cuerpos de agua. La aplicación del S-SEBI indica un procedimiento eficiente en la predicción de la ET real en extensos territorios. Esta información resulta esencial en el cálculo del balance hídrico y consumo del agua en áreas en que los recursos hídricos son poco conocidos y las mediciones *in situ* poco frecuentes. La implementación de esta metodología representa una alternativa valiosa para la toma de decisiones en la planificación territorial de los recursos hídricos.

Palabras clave: Evapotranspiración, S-SEBI, ASTER, MODIS, Datos meteorológicos.

ABSTRACT

Evapotranspiration estimation in the rainfed landscape of Chile by using ASTER and MODIS data

The estimation of the spatial distribution of evapotranspiration (ET), at the landscape scale, allows deepen our understanding of the biophysical functioning of a territory, is essential in ecosystems with frequent water limitations, which in addition, are poorly instrumented and documented. In this sense, daily ET was estimated in a Mediterranean rainfed landscape of the Central Chile, based in meteorological *in situ* data, and two satellite scenes (ASTER and MODIS). The surface energy balance model S-SEBI was calibrated to estimate the evaporative fraction, from the spatial contrast of reflectance and surface temperatures from ASTER. The atmospheric profiles from MODIS (MOD07) and the maximum and minimum air temperature from meteorological stations were considered to obtain net radiation, considering the topographic heterogeneity derived from a digital elevation model taken from ASTER as well. Results reflected the heterogeneity of the landscape, with an ET of 5.8 ± 1.8 and

* Autor para la correspondencia: luis.enrique.olivera@gmail.com

Recibido: 29-04-13; Aceptado: 31-05-13.

$6.4 \pm 2.1 \text{ mm.d}^{-1}$, en both scenes, depicting the variability of land use, which encompass bare soils, crops, forests and water bodies. The use of the S-SEBI model represents an efficient procedure in the prediction of the actual ET in vast territories. This information is essential in the calculation of the water balance and water consume in areas, where the hydric resources are unknown and the *in situ* measurements scarce. The carrying out of this methodology represents a valuable alternative for the decision-making in the territorial planning of the hydric resources.

Key words: Evapotranspiration, S-SEBI, ASTER, MODIS, Meteorological data.

Introducción

La evapotranspiración (ET) es el proceso más importante en la estimación del balance energético de una superficie, por lo que es un factor clave en el intercambio de energía y agua entre la superficie de la tierra y la atmósfera, regulando el ciclo del agua y el transporte de energía. Durante los últimos años, se han realizado importantes esfuerzos para mejorar las estimaciones de la evapotranspiración, muchos de los cuales han sido enfocados en la influencia de la heterogeneidad espacial de la superficie terrestre (e.g. Lhomme *et al.*, 1994; Li and Avissar, 1994; Chehbouni *et al.*, 2000; Mengelkamp *et al.*, 2006; Chehbouni *et al.*, 2008). Debido a la heterogeneidad de la superficie terrestre y a la dinámica natural de los procesos de transferencia de energía, las técnicas micro-meteorológicas convencionales para estimar la evapotranspiración pierden utilidad para estimaciones sobre extensas áreas, ya que sólo representan procesos locales que no pueden ser extrapolados (French *et al.* 2005). Por tal razón, para estimar flujos de energía a escala regional, entre los que destaca el flujo de calor latente o ET, los modelos basados en teledetección se encuentran mejor posicionados para estimar magnitudes y tendencias (Gowda *et al.* 2008), facilitando una observación sistemática y completa de la región de estudio.

Entre la amplia variedad de modelos utilizados en teledetección y desarrollados en los últimos años, el modelo S-SEBI (Roerink *et al.*, 2000), basado en la resolución del balance de energía superficial, solo requiere de un mínimo de datos meteorológicos, adaptándose a zonas con escasas mediciones *in situ* o, simplemente, que no cuenten con estas mediciones. Este modelo sólo requiere de los contrastes espaciales entre condiciones hidroló-

gicas captadas por imágenes satelitales para obtener la fracción evaporativa. Este concepto se refiere a la fracción entre la energía utilizada en la ET, flujo de calor latente, y la energía disponible en superficie. El modelo S-SEBI ha sido aplicado y evaluado previamente a imágenes Landsat (Roerink *et al.*, 2000), NOAA (Verstraeten *et al.*, 2005; Sobrino *et al.*, 2007a), POLDER (Gómez *et al.*, 2005), DAIS (Sobrino *et al.*, 2005), AHS (Sobrino *et al.*, 2008) y ASTER (Galleguillos *et al.*, 2011); siendo utilizado en diversos ecosistemas y a distintas escalas espaciales. La obtención de la distribución espacial de la ET a nivel regional es fundamental para la planificación y gestión de los recursos hídricos, cobrando mayor relevancia en los sectores donde existe poca o nula información cuantitativa espacialmente explícita sobre estos recursos (Bastiaanssen *et al.*, 2000). Esta problemática resulta crítica en medio ambientes limitados por agua, donde las precipitaciones son poco abundantes, intermitentes y sujetas a variaciones inter-anales importantes (Newman *et al.*, 2006). Por lo tanto, un importante paso para su manejo, es proveer estimaciones y patrones en la distribución espacial de la ET. En este contexto, el presente trabajo tiene por objetivo la estimación de la distribución espacial de la ET en una zona mediterránea de secano de Chile, que cuenta con escasas estaciones meteorológicas y un gran desarrollo de actividades silvoagropecuarias que dependen de las precipitaciones.

El siguiente manuscrito se estructura de la siguiente manera: Sección 2 describe el área de estudio y los datos utilizados. Sección 3 muestra en detalle la metodología utilizada para estimar la evapotranspiración. Sección 4 muestra los resultados objetivos y la discusión de los mismos; y finalmente, la sección 5 presenta las conclusiones finales de este trabajo.

Área de estudio y datos

Área de Estudio

El área de estudio corresponde a dos escenas del sector del secano costero, ubicado en la Región del Maule de Chile central. Este sector corresponde a la vertiente occidental de la Cordillera de la Costa, las terrazas litorales y los distritos con influencia climática costera. El área presenta un paisaje caracterizado por zonas de lomajes con altitudes que varían desde la línea de la costa hasta los 810 m. Presenta gran variedad de coberturas de uso de suelo, entre humedales, dunas, praderas, matorrales, bosques, además de desarrollarse cultivos de secano y extensas plantaciones forestales. Los bosques nativos son bosques secundarios que se encuentran en pequeños parches debido a una acentuada deforestación y fragmentación en la zona (Echeverría *et al.*, 2006). La tabla 1 muestra la superficie por cobertura de uso de suelo del área de estudio.

Tabla 1. Cobertura del uso del suelo y su respectiva superficie

Tipo de cobertura	Superficie (km ²)
Terrenos agrícolas	847.0
Praderas	85.3
Matorrales	1889.0
Bosques	1292.9

Fuente: <http://www.conaf.cl/conaf/seccion-definiciones.html>

El área presenta un clima mediterráneo con precipitaciones anuales que fluctúan entre los 600 y 900 mm por año, concentradas el 80% en cuatro meses del año. La evaporación potencial durante los meses de verano alcanza entre los 200 y 500 mm, periodo en el que no se registran precipitaciones, lo que genera un marcado déficit hídrico. En la Figura 1, se presenta una composición de color infrarrojo sobre el modelo digital de elevación del área de estudio.

Datos remotos (espaciales)

Para calibrar el modelo S-SEBI, se utilizaron dos escenas de productos ASTER Level-2 de reflectancia superficial (AST-07), bandas de emisividad superficial (AST-05) y temperatura superficial (AST-08), los cuales ya cuentan con correcciones radiométricas y atmosféricas (Abrams, 2000). La precisión de estos productos son de 5%, 0.01 y 1.5 K respectivamente (Sobrino *et al.*, 2007b; Gillespie *et al.*, 2011). Estas dos escenas fueron adquiridas para las fechas del 5 de noviembre del 2004 y 18 de noviembre del 2006, a las 14:51 y 14:57 UTC (-3.00 hora local), respectivamente, y bajo condiciones de cielos despejados.

La temperatura del aire al instante de paso de las escenas ASTER, se obtuvo a partir del producto MOD07 del perfil atmosférico, que provee presión superficial y temperaturas del aire, entre otras variables, con resolución es-

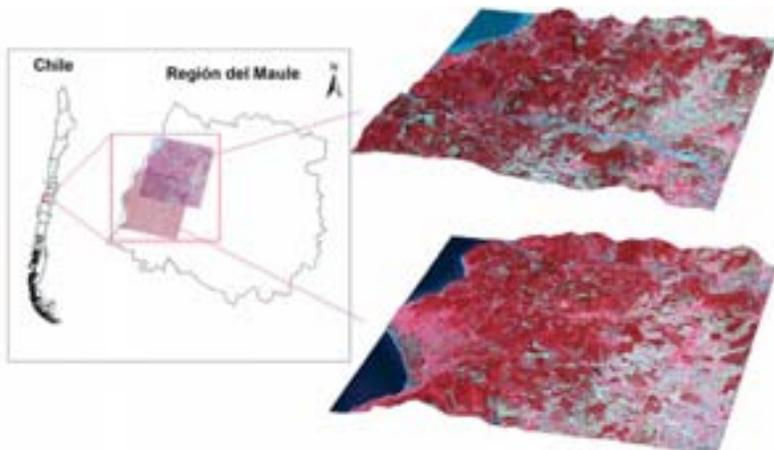


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

pacial de 5 km en 20 niveles de presión: 5, 10, 20, 30, 50, 70, 100, 150, 200, 250, 300, 400, 500, 620, 700, 780, 850, 920, 950 y 1000 hPa.

Datos *in situ*

La estimación de la radiación global, se obtuvo a partir de la amplitud térmica del aire diaria, para lo cual se dispuso de datos meteorológicos de temperaturas del aire, máximas y mínimas diarias, para las fechas de adquisición de las imágenes. Estos datos fueron obtenidos de 10 estaciones de la red agrometeorológica de la Dirección Meteorológica de Chile (DMC). Debido a la disponibilidad de estos datos en las fechas de las escenas ASTER, se utilizaron 8 estaciones para la escena del 2004 y 6 para la del 2006. Además, se dispuso de una serie de datos cada 30 minutos de temperatura del aire y radiación solar incidente de la estación Pantanillos (35°27'49" L.S., 72°17'41" L.O.) para los años 2010 y 2011, con los cuales se calibro el modelo de estimación de radiación solar. La radiación solar fue medida con un piranómetro con una precisión del 2%, mientras que la temperatura del aire fue medida con un error absoluto de 0.5°C.

Método

Estimación de datos meteorológicos

Para la obtención de la radiación neta es necesaria la obtención de la distribución espacial de los datos meteorológicos de temperatura del aire y radiación solar global al instante de paso del satélite. La temperatura del aire a nivel de superficie fue obtenida por interpolación del perfil atmosférico (MOD07) en los primeros 1500 m de elevación aproximadamente (niveles de presión mayor a 850 hPa), al nivel de la presión superficial, asumiendo una atmósfera hidrostática. La interpolación se obtuvo según la siguiente ecuación:

$$T_a = (P_i - P_{Surf}) \frac{T_i - T_{850}}{P_i - 850} + T_i \quad [1]$$

Donde P_{Surf} es la presión superficial, P_i es el nivel de presión más cercano a la superficie donde existen datos (1000, 950 ó 920 hPa), T_i es la temperatura en el nivel de presión atmosférica i , y T_{850} es la temperatura del aire al nivel de 850 hPa.

Dado que este producto será usado en la obtención de la radiación neta a resolución espacial de las imágenes en el infrarrojo térmico TIR de ASTER (90 m), cada pixel de 90 m heredará el mismo dato meteorológico del pixel a 5 km, generando una notable huella del producto MOD07. Este tratamiento, a escala global o regional, puede ser aceptable, pero a escala local, en zonas que cuentan con variación topográfica y una gradiente climáticas relativamente abrupta, como el caso del secano costero, puede causar grandes imprecisiones (Zhao *et al.*, 2005). Por tal razón, una fórmula de interpolación espacial no-lineal fue utilizada para remover la huella del pixel MOD07, tal como lo propone Zhao *et al.* (2005) al remuestrear datos meteorológicos de resolución espacial de $1.00^\circ \times 1.25^\circ$ a 1 km. De manera que la temperatura del aire fue remuestreada a 90 m utilizando un método de regrillado basado en interpolación de spline. Teóricamente, esta interpolación espacial mejora la precisión de los datos meteorológicos remuestreados, ya que elimina los cambios bruscos del límite de un píxel MOD07 a otro, como lo demuestra Zhao *et al.* (2005).

La radiación solar global fue obtenida en base al modelo de Bristow and Campbell (1984). Cabe destacar que este modelo fue definido para valores diarios de radiación solar global, aunque ha sido evaluado con éxito para valores medios mensuales (Meza y Varas, 2000), por lo que uno puede esperar un nuevo set de coeficientes para otras escalas temporales y obtener buenos resultados. Por esta razón, el modelo fue calibrado para datos horarios con las mediciones de las 14:30 y 15:00 horas (UTC) de la estación Pantanillos para los días despejados del mes de noviembre del año 2010 y 2011. El modelo obtuvo en la calibración un coeficiente R^2 de 0.69 y un RMSE (*Root Mean Square Error*) de 48.7 $W \cdot m^{-2}$, representando un error relativo del 5.1%. El modelo calibrado para las mediciones horarias se representa según la siguiente ecuación:

$$R_g = R_A \left[0.79 \left[1 - \exp \left(-0.066 (\Delta T)^{2.4} \right) \right] \right] \quad [2]$$

Donde R_A representa la radiación extraterrestre o $\dot{A}ngot$ [$W.m^{-2}$] a las horas de calibración, y ΔT es la amplitud térmica diaria [$^{\circ}C$] obtenida de las estaciones meteorológicas. Con el fin de tener en cuenta la topografía del terreno, R_A fue obtenida a partir del ángulo de incidencia solar para planos inclinados, considerando la pendiente y exposición de la superficie, las cuales fueron obtenidas de un Modelo Digital de Elevación (ASTER GDEM) de resolución espacial de 30 m aproximadamente, y promediadas a resolución espacial de 90 m.

S-SEBI

En la aplicación del balance de energía superficial, la energía consumida por la ET es estimada como un residuo de éste, según la ecuación:

$$\lambda ET_i = R_{ni} - G_{oi} - H_i \quad [3]$$

Donde: R_n es la radiación neta [$W.m^{-2}$]; H es el flujo de calor sensible [$W.m^{-2}$], G_o es el flujo calor del suelo [$W.m^{-2}$]; $\dot{I}ET$ es el flujo de calor latente [$W.m^{-2}$]; \dot{I} es el calor latente de vaporización del agua, aproximadamente $2450 J.g^{-1}$ a $20^{\circ}C$; y ET representa la evapotranspiración [$g.m^{-2}.s^{-1}$]. El subíndice 'i' se refiere a valores instantáneos, mientras que 'd' será usado para valores diarios.

Para resolver los componentes de la ecuación (3) se utilizó el modelo S-SEBI basado en los contrastes superficiales que dan cuenta de la variabilidad de condiciones hidrológicas dentro de cada escena. Estos contrastes permiten la determinación de límites teóricos, para derivar λET_i píxel por píxel a partir de la fracción de evaporación (EF). Esta variable indica la razón entre la cantidad de calor latente y la energía disponible, la cual al despejar la ecuación (3), se obtiene:

$$ET_i = \frac{\lambda ET_i}{R_{ni} + G_{oi}} = \frac{\lambda ET_i}{\lambda ET_i + H_i} \quad [4]$$

De la ecuación anterior, λET_i puede ser obtenido a partir de la fracción evaporativa y la energía disponible ($R_{ni} - G_{oi}$). La fracción evaporativa es calculada básicamente a partir de un gráfico de dispersión de píxeles con los valores de temperatura superficial (T_s) y albedo superficial (a_s), donde la dispersión de puntos está limitado por una recta de temperaturas máximas (T_H) y una de temperaturas mínimas ($T_{\lambda ET}$), indicando límites secos y húmedos, respectivamente (Figura 2). El límite inferior húmedo ($T_{\lambda ET}$) supone que el flujo de calor sensible es mínimo ($H_{h\u00famedo} = 0$) por lo que la ET es máxima e igual a la energía disponible ($R_{ni} - G_{oi}$), mientras que el límite superior seco (T_H) indicaría que la ET es nula y el flujo de calor sensible es máximo ($H_{seco} = R_{ni} - G_{oi}$).

La determinación de los límites inferior húmedo y superior seco se obtuvieron a partir de los valores mínimos y máximos de T_s consi-

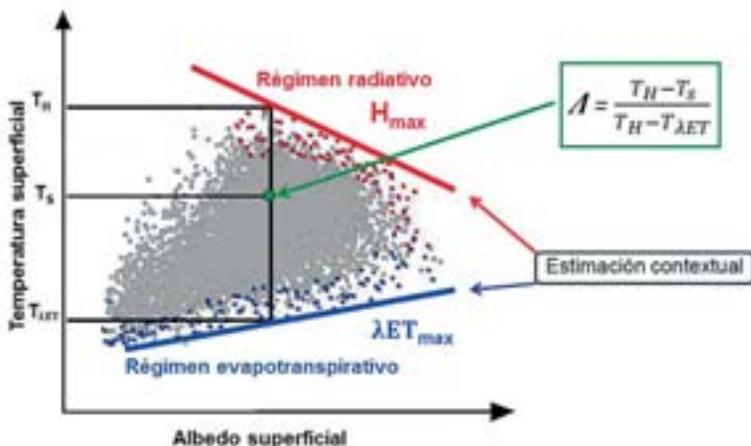


Figura 2. Representación esquemática de la relación del albedo superficial y la temperatura superficial y la obtención de la fracción evaporativa.

derando 5000 clases. A partir de estos límites se determinó la regresión lineal entre los albedos medios y las temperaturas mínimas y máximas por clase para el límite mínimo y máximo, respectivamente. Según Roerink *et al.* (2000), para el cálculo de los límites superior e inferior se excluyeron los valores extremos a través del valor umbral que discrimina entre las condiciones con régimen evaporativo y régimen radiativo (Figura 2). Este valor umbral se determinó con la media entre el punto de inflexión y el máximo relativo del polinomio de tercer orden ajustado a los pares ordenados de $T_s - a_s$, modificando la metodología propuesta por Bastiaanssen *et al.* (1995). Esta relación $T_s - a_s$ sugiere una correlación entre el contenido de humedad del suelo, la reflectancia y la temperatura superficial (Verstraeten *et al.*, 2005).

Una vez obtenidos los límites seco y húmedo, se puede estimar EF para cada píxel sobre toda el área de estudio, según la siguiente relación (Roerink *et al.*, 2000):

$$ET_i = \frac{T_H - T_S}{T_H - T_{\lambda ET}} = \frac{m_H a_s + n_H - T_S}{(m_H - m_{\lambda ET}) a_s + (n_H - n_{\lambda ET})} \quad [5]$$

Donde: T_H corresponde a las recta superior de temperaturas máximas (límite seco) y $T_{\lambda ET}$ es la recta inferior de temperaturas mínimas (límite húmedo), ambas en función del albedo superficial; m_H y $m_{\lambda ET}$ son las pendientes de las rectas superior e inferior, respectivamente [K]; n_H y $n_{\lambda ET}$ son los interceptos de dichas rectas [K].

Una vez estimada EF , el flujo de calor latente puede ser obtenido a partir de la ecuación (4), según la siguiente expresión:

$$\lambda ET_i = EF_i (R_{ni} - G_{oi}) \quad [6]$$

Este enfoque puede extenderse para estimar la evapotranspiración diaria ET_d , asumiendo $EF_i \cong EF_d$ y $G_{oi} \cong 0$, mientras que la R_{ni} puede extrapolarse a escala diaria usando la razón entre los valores instantáneos y diarios ($C_{di} = R_{nd} / R_{ni}$) (Seguin and Itier, 1983), según la siguiente ecuación:

$$ET_d = \frac{(24 \cdot 3600)(EF_d R_{nd})}{\lambda} = \frac{(24 \cdot 3600)(EF_i C_{di} R_{ni})}{\lambda} \quad [7]$$

El supuesto de la fracción evaporativa constante a lo largo del día ha sido demostrado para condiciones ambientales en donde la humedad del suelo no cambia significativamente (Kustas *et al.*, 1994; Bastiaanssen *et al.*, 1998, Verstraeten *et al.*, 2005). El valor de C_{di} depende del día del año (DOY) y se obtuvo utilizando una curva propuesta por Sobrino *et al.* (2007a) (Ec. 8), la cual se validó asumiendo la equivalencia con la razón entre los datos *in situ* de radiación global diarios e instantáneos (Samani *et al.*, 2007). La validación se realizó para días con cielos limpios del mes de noviembre de los años 2010 y 2011, obteniendo un error absoluto RMSE de ± 0.012 (3.25% de error relativo).

$$C_{di} = -7 \cdot 10^{-6} (DOY - 183)^2 + 0.0027 (DOY - 183) + 0.124 \quad [8]$$

La radiación neta en la superficie terrestre es la resultante de la radiación solar entrante y saliente, tanto de onda corta como de onda larga en la región del espectro de la energía solar, según la ecuación:

$$R_{ni} = (1 - \alpha_s) R_g + \epsilon (\sigma \epsilon_a T_a^4 - \sigma T_s^4) \quad [9]$$

Donde: α_s es el albedo superficial estimado según Liang (2000), a partir de la combinación lineal de las bandas de reflectancia del producto AST-07 promediadas a 90 m; R_g es la radiación global al momento de paso del satélite [$W \cdot m^{-2}$]; \hat{A}_s es la emisividad superficial calculada a partir de las bandas de emisividad del producto AST-05, según Ogawa *et al.* (2003); ϵ_a es la emisividad atmosférica, calculada de una fórmula empírica en función de la temperatura del aire T_a (Bastiaanssen *et al.*, 1998); σ es la constante de Stefan-Boltzmann ($5.67 \cdot 10^{-8} W \cdot m^{-2} \cdot K^{-4}$).

Resultados y discusión

Una vez aplicado el método S-SEBI en el área del secano costero de la Región del Maule, fue posible obtener las rectas de los límites superior e inferior de los regímenes radiativo y evapotranspirativo para cada escena. En la Figura 3 se pueden observar los diagramas de dispersión de valores de $T_s - a_s$, donde se apre-

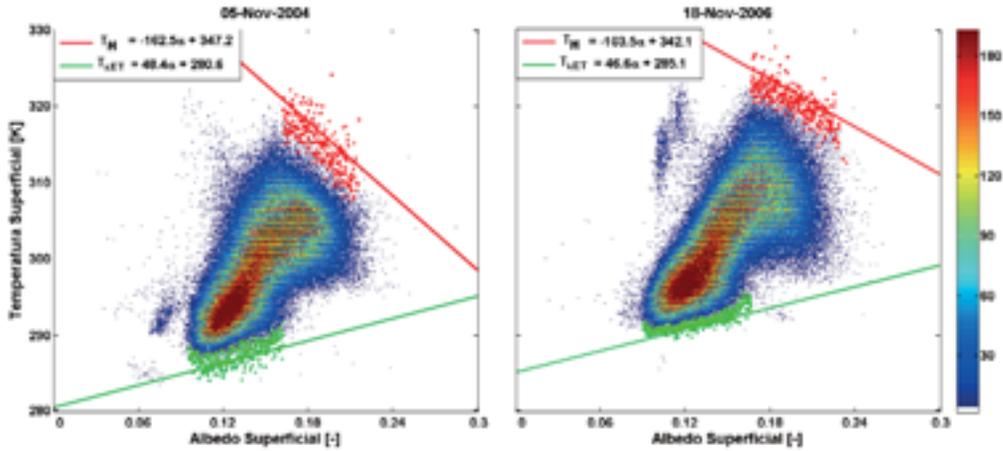


Figura 3. Diagrama de dispersión de píxeles de albedo y temperatura superficial. Puntos verdes corresponden a los pares ordenados $T_s - a_s$ de temperaturas mínimas por clase de albedo. Puntos rojos corresponden a los pares ordenados $T_s - a_s$ de temperaturas máximas por clase de albedo. La escala de valores indica la frecuencia de los pares ordenados $T_s - a_s$.

cion los límites húmedo y seco. Esto demuestra la existencia de fuertes contrastes superficiales que dan cuenta de la variabilidad de condiciones hidrológicas en cada escena.

En la Figura 3 se aprecia que la mayor concentración de píxeles se sitúa en la parte inferior izquierda, correspondiente principalmente a los bosques de plantaciones forestales que predominan en el área de estudio y representan las áreas con mayor régimen evapotranspirativo. Por otro lado, en la escena del 2004 se observa un foco de dispersión hacia valores bajos de albedo que corresponden a ciénagas, mientras que en la escena del 2006 se observó un foco de dispersión por sobre la nube principal de $T_s - a_s$, correspondientes a dunas oscuras en donde se puede encontrar terrenos húmedos y agua libre.

En cuanto al régimen radiativo, en la Figura 3 se observa que la escena del 2004 posee un régimen más pronunciado, con una pendiente de -162.5 frente a una pendiente de -103.5 para la escena del 2006. Esto señala que cuanto mayor es a_s mayor será el descenso de T_s debido a que la energía será mayormente reflejada que absorbida, dando cuenta de mayores déficit de agua en la escena del 2004 que la del 2006. Lo anterior se puede explicar al observar las diferencias en las precipitaciones registradas en el período Mayo-Octubre, para cada año, en las estaciones Constitución ($35^{\circ}19'$ L.S., $72^{\circ}24'$ L.O.) y Nirivilo ($35^{\circ}32'$

L.S., $72^{\circ}05'$ L.O.), comunes para ambas escenas. En éstas se observó que en la primera estación precipitaron 675.7 y 868.2 mm en los años 2004 y 2006, respectivamente; mientras que en Nirivilo, 589.4 y 837.1 mm. Por lo que en el año 2006 las precipitaciones aumentaron en un 28.5% y 42.0% en ambas estaciones respecto al año 2004.

Por otra parte, las pendientes obtenidas en las rectas T_H para el secano costero (-162.5 y -103.5) son muy pronunciadas si se comparan con los trabajos realizados por Gómez *et al.* (2005), Sobrino *et al.* (2005) y Sobrino *et al.* (2008), sobre cultivos de regadío en climas mediterráneos, donde las pendientes en dichos trabajos se encuentran sólo entre -20 y -70 . Este régimen radiativo, con pronunciadas pendientes, reflejaría el alto estrés hídrico al cual está sometido el secano costero en los meses posteriores a la mayor concentración de las lluvias.

Una vez calculado los límites T_H y T_{LET} , se obtuvieron los mapas de ET_d sobre el área de estudio. La Figura 4 muestra el mapa de la distribución de ET_d sobre el secano costero de la Región del Maule para cada escena. En los mapas de ET_d , la escena del 2006 obtuvo mayores tasas debido a los datos de entrada de una mayor temperatura del aire y radiación solar global, y principalmente, a una mayor disponibilidad de agua según las precipitaciones acumuladas comentadas anteriormente. En la escena del 2004 la ET_d oscila entre los 0.0 y los

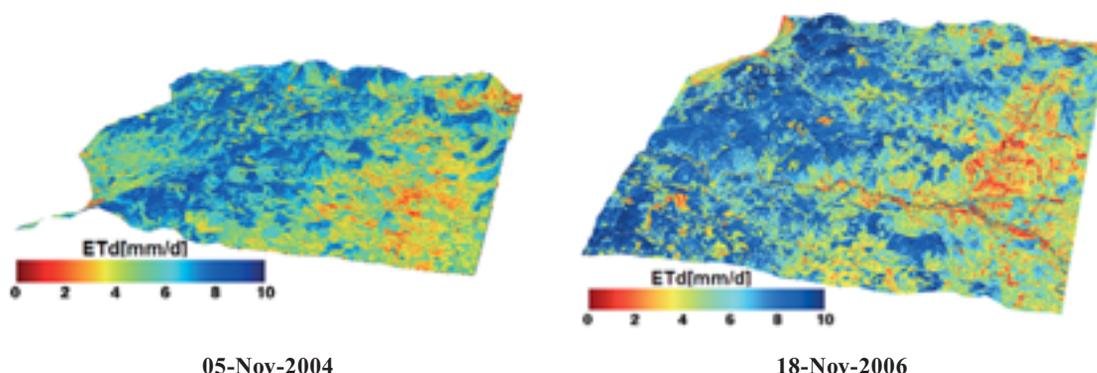


Figura 4. Distribución espacial de ET diaria para cada escena.

Tabla 2. Parámetros estadísticos de la ET_d por cobertura de uso de suelo para las escenas del 05-Nov-2004 (2004) y del 18-Nov-2006 (2006)

Cobertura	Media		Mínima		Máxima		Desv. estándar	
	2004	2006	2004	2006	2004	2006	2004	2006
Terrenos Agrícola	4.77	4.45	0.00	0.00	9.10	10.48	1.23	1.63
Praderas	5.04	4.94	0.00	0.47	8.79	10.56	1.47	1.76
Matorrales	4.73	5.49	0.00	0.00	9.58	10.72	1.54	1.79
Bosque Plantaciones	6.59	7.27	0.00	0.00	9.84	11.08	1.53	1.73
Bosque Nativo	6.96	7.34	0.00	0.60	9.57	10.73	1.38	1.35

9.84 $\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$ con una media de 5.8 $\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$, mientras que en la escena del 2006, oscila entre 0 y 11.1 $\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$ con una media de 6.4 $\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$. En ambas escenas, los máximos se encontraron en bosques de plantaciones forestales (Tabla 1), mientras que los mínimos en áreas descubiertas de vegetación, y en general, los mayores montos ($>6 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$) se obtuvieron en coberturas boscosas, tanto plantaciones como nativas.

Las menores tasas de ET_d se concentran cerca de la costa, donde se encuentra las dunas, y al interior donde se desarrollan cultivos agrícolas, praderas y matorrales con menor cobertura vegetal. Al observar la Tabla 2, las medias de los terrenos agrícolas presentan tasas muy por debajo de las obtenidas en bosques, debido a que se tratan, principalmente, de cultivos de secano entre los que se destaca el trigo, que en esa fecha del año se encuentra en etapa fenológica de post-espigadura por lo tanto con reducida actividad fotosintética y por ende menor ET_d . En todas las coberturas se obtuvieron tasas mínimas y máximas muy similares, debido a la heterogeneidad de las clases en las cuales se pueden encontrar condiciones hidro-

lógicas extremas, ya sea por suelos desnudos o terrenos húmedos. De manera que los máximos en terrenos agrícolas se deben a cultivos bajo riego, en las praderas debido a terrenos húmedos próximos a humedales y en matorrales debido a mayor densidad arbórea en fondos de quebradas. Por otro lado dentro de las plantaciones forestales se pudieron identificar grandes zonas de suelos desnudos debido a la cosecha de tala rasa, obteniéndose tasas medias de evapotranspiración menores que las obtenidas en el bosque nativo.

La distribución espacial de la ET_d en ambas escenas se observa coherente a los patrones del paisaje dadas las coberturas de uso de suelo. Si bien es cierto, una validación *in situ* de las estimaciones realizadas robustecería la metodología presentada en este trabajo, el principal objetivo de este fue la estimación ET_d sobre una zona con gran desarrollo de actividades agrícolas y forestales, la que al mismo tiempo presenta limitantes hídricas como las precipitaciones escasas e intermitentes del secano costero de la Región del Maule. De manera que proveer de estimaciones de ET_d , permite comprender los patrones hidrológicos del gasto o

Tabla 2. Parámetros estadísticos de la ETd por cobertura de uso de suelo para las escenas del 05-Nov-2004 (2004) y del 18-Nov-2006 (2006)

Cobertura	Media		Mínima		Máxima		Desv. estándar	
	2004	2006	2004	2006	2004	2006	2004	2006
Terrenos Agrícola	4.77	4.45	0.00	0.00	9.10	10.48	1.23	1.63
Praderas	5.04	4.94	0.00	0.47	8.79	10.56	1.47	1.76
Matorrales	4.73	5.49	0.00	0.00	9.58	10.72	1.54	1.79
Bosque Plantaciones	6.59	7.27	0.00	0.00	9.84	11.08	1.53	1.73
Bosque Nativo	6.96	7.34	0.00	0.60	9.57	10.73	1.38	1.35

uso del agua en diversos ecosistemas con la finalidad de llevar a cabo un adecuado manejo de los recursos hídricos.

Conclusiones y comentarios finales

En este artículo se calibró y aplicó el modelo S-SEBI para estimar la ET_d por medio del balance energético superficial. Para la aplicación del modelo, se requiere sólo de suficientes contrastes de condiciones hidrológicas dentro del área de estudio y un mínimo de datos meteorológicos. En cuanto a los contrastes espaciales dentro de cada escena de estudio, se encontraron suficientes condiciones hidrológicas que permitieron calibrar el modelo sin problema y determinar las condiciones de flujos turbulentos extremos para la posterior estimación de la ET_d . De esta forma, la principal ventaja de la metodología propuesta, es la fácil aplicabilidad en este tipo de paisaje compuesto de condiciones hidrológicas extremas requeridas para la calibración de S-SEBI y la fácil parametrización que incluye únicamente escenas satelitales y escasos datos meteorológicos, pudiendo incluso prescindir de estos últimos. Así, el procedimiento es de fácil implementación permitiendo estimar flujos del balance energético superficial y evapotranspiración real diaria en áreas pobremente documentadas. La principal limitante de este estudio es que las estimaciones de ET no pudieron ser validadas, al no existir estaciones de monitoreo de flujos en esta zona, por lo que se rescata principalmente la metodología de calibración desarrollada para S-SEBI y las variaciones espaciales entre tipo de usos de

suelo en las cuales no existía registro alguno.

Finalmente, los modelos basados en el balance de energía superficial desarrollados con escenas satelitales son un aporte para la inclusión de variables del balance energético superficial, los cuales son aptos para estimaciones en extensas áreas del intercambio energético e hídrico entre la superficie terrestre y la atmósfera. Este tipo de herramienta representa una candidata ideal para optimizar la toma de decisiones para la gestión y planificación de los recursos hídricos en extensos territorios, generando a su vez, una mejor preparación frente a escenarios de riesgo climático.

Agradecimientos

Esta publicación ha sido financiada por el Programa U-INICIA Concurso de Reforzamiento de Inserción Productiva de Nuevos Académicos VID 2012, código U-INICIA 4/0612, Universidad de Chile, y el proyecto CONICYT de Inserción de Capital Humano Avanzado a la Academia, código 791100013. Se agradece al Consorcio Tecnológico de Biocombustibles BIOCOSMA S.A. que dispuso los datos de la estación meteorológica ubicada en Pantanillos (Constitución).

Referencias

- BASTIAANSEN, W. G. M. 1995. Regionalization of surface flux densities and moisture indicators in composite terrain: A remote sensing approach under clear skies in Mediterranean climates. PhD thesis, Wageningen University, The Netherlands.
- BASTIAANSEN, W. G. M., MENENTI, M., FEDDES, R. A., & HOLTSLAG, A. A. M. 1998. A remote sensing surface energy balance algorithm

- for land (SEBAL). 1. Formulation. *Journal of Hydrology*, Vol 212-213, 198-212.
- BASTIAANSEN, W. G. M. 2000. SEBAL-based sensible and latent heat fluxes in the irrigated Gediz Basin, Turkey. *Journal of Hydrology*, Vol 229(1-2), 87-100.
- BRISTOW, K., CAMPBELL, G. 1984. On the relationship between incoming solar radiation and daily maximum and minimum temperature. *Agricultural and Forest Meteorology*, Vol 31, 159-166.
- CHEHBOUNI, A. *et al.* 2000. Methods to aggregate turbulent fluxes over heterogeneous surfaces: application to SALSA data set in Mexico. *Agricultural and Forest Meteorology*, Vol 105, 133-144.
- CHEHBOUNI, A., HOEDJES, J., RODRIQUEZ, J., WATTS, C., GARATUZA, J., & JACOB, F. 2008. Using remotely sensed data to estimate area-averaged daily surface fluxes over a semi-arid mixed agricultural land. *Agricultural and Forest Meteorology* Vol 148(3), 330-342.
- ECHEVERRIA C, COOMES, D., SALAS, J., REY-BENAYAS, JM., LARA, A., & NEWTON, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation*, Vol 130, 481-494.
- FRENCH, A. *et al.* 2005. Surface energy fluxes with the Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection radiometer (ASTER) at the Iowa 2002 SMACEX site (USA). *Remote Sensing of Environment*, Vol 99(1-2), 55-65.
- GALLEGUILLOS, M., JACOB, F., PRÉVOT, L., FRENCH, A., & LAGACHERIE, P. 2011. Comparison of two temperature differencing methods to estimate daily evapotranspiration over a Mediterranean vineyard watershed from ASTER data. *Remote Sensing of Environment*, Vol 115, 1326-1340.
- GILLESPIE, A., ABBOTT, E., GILSON, L., HULLEY, G., JIMÉNEZ-MUÑOZ, J.C., & SOBRIÑO, J. 2011. Residual errors in ASTER temperature and emissivity standard products AST08 and AST05. *Remote Sensing of Environment*, Vol 115, 3681-3694
- GÓMEZ, M., OLIOSO, A., SOBRIÑO, J., & JACOB, F. 2005. Retrieval of evapotranspiration over the Alpillles/ReSeDA experimental site using airborne POLDER sensor and a thermal camera. *Remote Sensing of Environment*, Vol 96, 399-408.
- GOWDA, P., CHAVEZ, J., COLAIZZI, P., EVETT, S., HOWELL, T., & TOLK, J. 2008. ET mapping for agricultural water management: present status and challenges. *Irrigation Science*, Vol 26(3): 223-237.
- KALMA, J., MCVICAR, T., & MCCABE, M. 2008. Estimating Land Surface Evaporation: A Review of Methods Using Remotely Sensed Surface Temperature Data. *Surveys in Geophysics*, Vol 29, 421-469.
- KUSTAS, W. P., PERRY, E. M., DORAISWAMY, P. C., & MORAN, S. 1994. Using satellite remote sensing (to extrapolate evapotranspiration estimates in time and space over a semiarid rangeland basin). *Remote Sensing of Environment*, Vol 49, 275-286.
- LI, Z.-L., TANG, R., WAN, Z., BI, Y., ZHOU, C., TANG, B., YAN, G., & ZHANG, X. 2009. A Review of Current Methodologies for Regional Evapotranspiration Estimation from Remotely Sensed Data. *Sensors*, Vol 9, 3801-3853.
- LI, B., & AVISSAR, R. 1994. The Impact of Spatial Variability of Land-Surface-Characteristics on Land-Surface Heat Fluxes. *Journal of Climate*, Vol 7, 527-537.
- LIANG, S. 2000. Narrowband to broadband conversions of land surface albedo I: Algorithms. *Remote Sensing of Environment*, Vol 76(2), 213-238.
- LHOMME, J., CHEHBOUNI, A., & MONTENY, B. 1994. Effective parameters of surface energy balance in heterogeneous landscape. *Boundary-Layer Meteorology*, Vol 71(3), 297-309.
- MENGELKAMP, T. *et al.* 2006. Evaporation over a heterogeneous land surface. *Bulletin of the American Meteorological Society*, Vol 87(6), 775-786.
- MEZA, F., & VARAS, E. 2000. Estimation of mean monthly solar global radiation as a function of temperature. *Agricultural and Forest Meteorology*, Vol 100, 231-241.
- NEWMAN, B. D., WILCOX, B. P., ARCHER, S. R., BRESHEARS, D. D., DAHM, C. N., DUFFY, C. J., MCDOWELL, N. G., PHILLIPS, F. M., SCANLON, B. R., & VIVONI, E. R. 2006. Ecohydrology of water-limited environments: A scientific vision. *Water Resources Research*, 42, 1-15.
- OGAWA, K., SCHMUGGE, T., JACOB, F., & FRENCH, A. 2003. Estimation of land surface window (8-12 μ m) emissivity from multi-spectral thermal infrared remote sensing — a case study in a part of Sahara desert. *Geophysical Research Letters*, Vol 30(2), 1067.
- ROERINK, G., SU, Z., & MENENTI, M. 2000. S-SEBI: a simple remote sensing algorithm to estimate the surface energy balance. *Physics and Chemistry of the Earth. Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, Vol 25(2), 147-157.
- SAMANI, Z., BAWAZIR, S. A., BLEIWEISS, M., SKAGGS, R., & TRAN, V. D. 2007. Estimating daily net radiation over vegetation canopy through remote sensing and climatic data. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, Vol 133(4), 291 - 297.
- SOBRIÑO, J., GÓMEZ, M., JIMENEZ-MUNOZ, J., OLIOSO, A., & CHEHBOUNI, G. 2005. A simple algorithm to estimate evapotranspiration from DAIS data: Application to the DAISEX campaigns. *Journal of Hydrology*, Vol 315(1-4), 117-125.

- SOBRINO, J., GOMEZ, M., JIMENEZ-MUNOZ, J., & OLIOSO, A. 2007a. Application of a simple algorithm to estimate daily evapotranspiration from NOAA-AVHRR images for the Iberian Peninsula. *Remote Sensing of Environment*, Vol 110(2), 139-148.
- SOBRINO, J. A., JIMENEZ-MUNOZ, J. C., BALICK, L., GILLESPIE, A. R., SABOL, D. A., & GUSTAFSON, W. T. 2007b. Accuracy of ASTER level-2 thermal-infrared standard products of an agricultural area in Spain. *Remote Sensing of Environment*, Vol 106(2), 146-153.
- SOBRINO, J. A., JIMENEZ-MUNOZ, J. C., SÒRIA, G., GÓMEZ, M, BARELLA ORTIZ, A. ROMAGUERA, M., & CO-AUTHORS. 2008. Thermal remote sensing in the framework of the SEN2FLEX project: field measurements, airborne data and applications. *International Journal of Remote Sensing*, Vol 29(17-18), 4961-4991.
- SU, Z. 2002. The Surface Energy Balance System (SEBS) for estimation of turbulent heat fluxes. *Hydrological and Earth System Sciences*, Vol 6(1), 85-100.
- TIMMERMANS, W., KUSTAS, W., ANDERSON, M., & FRENCH, A. 2007. An intercomparison of the Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL) and the Two-Source Energy Balance (TSEB) modeling schemes. *Remote Sensing of Environment*, Vol 108(4), 369-384.
- VERSTRAETEN, W., VEROUSTRAETE, F., & FEYEN, J. 2005. Estimating evapotranspiration of European forests from NOAA-imagery at satellite overpass time: Towards an operational processing chain for integrated optical and thermal sensor data products. *Remote Sensing of Environment*, Vol 96(2), 256-276.
- ZHAO, M., HEINSCH, F., NEMANI, R., & RUNNING, S. 2005. Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global data set. *Remote Sensing of Environment*, Vol 95(2), 164-176.

Estudio de la variación angular de la emisividad del crudo para la identificación de vertidos marinos en el infrarrojo térmico

R. Niclòs, C. Doña, M. Bisquert, E. Valor y V. Caselles

Universidad de Valencia. Departamento de Física de la Tierra y Termodinámica.

Dr. Moliner, 50. 46100 Burjassot (Valencia)

Resumen

El propósito del trabajo fue la caracterización experimental de la variación espectral y angular de la emisividad de crudo y agua de mar en el infrarrojo térmico (TIR) con el fin de mejorar la capacidad de identificación de vertidos en mar a partir de imágenes TIR de satélite. Los resultados muestran que la emisividad del crudo es inferior a la del agua de mar, se comporta como un cuerpo gris entre 8-13 μm y decrece acusadamente con el ángulo de observación, incluso más que la del agua de mar. Los resultados experimentales fueron contrastados haciendo uso de la capacidad biangular del ENVISAT-AATSR.

Palabras clave: emisividad, infrarrojo térmico, crudo, agua de mar, vertido.

Abstract

The paper purpose was to carry out experimental measurements to characterize the spectral and angular variations of crude and seawater emissivities in the thermal infrared (TIR) region with the aim to improve the capability of crude oil slick identification from satellite TIR imagery. The results showed that crude emissivity is lower than seawater emissivity, behaves as a greybody in the 8-13 μm atmospheric window, and has a marked emissivity decrease with angle, even higher than that of seawater. The experimental results were checked by using the dual-angle viewing capability of the ENVISAT-AATSR.

Key words: emissivity, thermal infrared, crude, seawater, oil slick.

Introducción

Trabajos previos han demostrado que la emisividad del crudo es inferior a la del agua del mar en la región del infrarrojo térmico (TIR) (Salisbury *et al.*, 1993; Lammoglia & De Souza Filho, 2011), con lo que los vertidos de crudo tenderán a decrecer la emisividad térmica de la superficie afectada observada desde satélite. El presente trabajo tuvo como propósito el desarrollo de medidas experimentales con el fin de caracterizar la variación espectral y también angular de las emisividades de crudo y agua de mar en el TIR con el fin de mejorar

la capacidad de identificación de vertidos desde satélite. Para ello se midieron angularmente muestras de crudo y agua con radiómetros multicanales en la región de 8-13 μm . Los resultados experimentales fueron contrastados además mediante la capacidad biangular del radiómetro AATSR a bordo del ENVISAT durante un vertido marino reciente.

Muestras e instrumentación

Durante el experimento se midieron de forma alternativa muestras de crudo y agua

* Autor para la correspondencia: Raquel.Niclos@uv.es
Recibido: 20-05-13; Aceptado: 04-06-13.

de mar. El crudo, proporcionado por Repsol, S. A., en el marco de un convenio de colaboración con la Universidad de Valencia, estaba caracterizado por un °API=33,0 (donde °API ofrece una medida de como de pesado o ligero es el crudo comparado con el agua) y fracciones SARA de 64% m/m de hidrocarburos saturados, 18% m/m de hidrocarburos aromáticos, 11% m/m de resinas, 6% m/m de C5 asfaltenos, y 0.3% m/m de azufre. La viscosidad del crudo era de $19,0 \cdot 10^6 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ y $6,5 \cdot 10^6 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ para 20°C y 40°C respectivamente y el factor K Watson, como índice aproximado de parafinas, era de 12. Con ello, se trataba de un crudo relativamente ligero (debido al alto °API, baja viscosidad y alto porcentaje de hidrocarburos saturados) con tendencia parafínica. El agua de mar fue tomada del Mediterráneo, con una salinidad de 34 psu.

Las muestras se midieron con dos radiómetros CIMEL CE 312 con 6 bandas espectrales entre 8-13 μm : una ancha cubriendo toda la banda espectral y 5 estrechas entre 8,1-8,5 μm , 8,5-8,9 μm , 8,9-9,3 μm , 10,3-11,0 μm , y 11,0-11,7 μm (www.cimel.fr; Brogniez *et al.*, 2003). Los instrumentos fueron calibrados frente a una fuente cuerpo negro LANDCAL P80P para temperaturas de 5-35°C obteniendo ecuaciones de calibración lineales para cada banda con un error de estimación menor a $\pm 0,03\text{K}$ para todas ellas. Además, los radiómetros CIMEL participaron en una campaña de calibración frente a cuerpos negros de referencia organizada por el Committee on Earth Observation Satellites (CEOS), obteniendo un error máximo de $\pm 0,2 \text{ K}$ para todas las bandas entre 20-30°C (Theocharous *et al.*, 2010). La temperatura termodinámica de la superficie, necesaria para obtener la emisividad (ver en el apartado siguiente), se midió mediante termistores NTC, que fueron también calibrados previamente usando un baño térmico y una sonda de platino de alta precisión como referencia. El error asociado a los termistores tras la calibración fue inferior a $\pm 0,1 \text{ K}$. Adicionalmente se utilizó una cámara térmica TESTO 880 TIR, con una sensibilidad de $\pm 0,1 \text{ K}$, para comprobar la homogeneidad térmica a nivel espacial de las muestras.

Metodología experimental

La radiancia medida por la banda i de un radiómetro térmico observando una superficie cercana en una dirección (θ, ϕ) viene expresada por:

$$L_i(\theta, \phi) = \varepsilon_i(\theta, \phi)B_i(T) + L_i^{ref}(\theta, \phi) \quad [1]$$

donde $B_i(T)$ es la función de Planck promediada para la banda i a una temperatura T , $\varepsilon_i(\theta, \phi)$ es la emisividad superficial direccional, y $L_i^{ref}(\theta, \phi)$ es la reflexión de la radiancia atmosférica descendente en la superficie. Cuando la reflexión en la superficie puede considerarse especular, como por ejemplo para superficies de agua (Barton *et al.*, 1989), el término de reflexión puede aproximarse a:

$$L_i^{ref}(\theta, \phi) = [1 - \varepsilon_i(\theta, \phi)]L_i^{\downarrow atm}(\theta, \phi \pm \pi)$$

siendo $L_i^{\downarrow atm}(\theta, \phi \pm \pi)$ la radiancia atmosférica descendente en la dirección complementaria a la de observación de la superficie. Así, si se conoce la temperatura termodinámica de la superficie T , puede obtenerse su $\varepsilon_i(\theta, \phi)$ a partir de medidas radiométricas de $L_i(\theta, \phi)$ y $L_i^{\downarrow atm}(\theta, \phi \pm \pi)$ (Niclòs *et al.*, 2005):

$$\varepsilon_i(\theta, \phi) = \frac{L_i(\theta, \phi) - L_i^{\downarrow atm}(\theta, \phi \pm \pi)}{B_i(T) - L_i^{\downarrow atm}(\theta, \phi \pm \pi)} \quad [2]$$

Las medidas radiométricas se realizaron para ángulos cenitales θ de 15°, 30°, 45°, 50°, 55°, 60° y 65° con los radiómetros CE 312 montados en trípodes provistos de un sistema goniométrico y un inclinómetro con una precisión de $\pm 0,01^\circ$. El ángulo mínimo de 15° se seleccionó para evitar el efecto narciso. Cada serie de medidas angulares consistía, por tanto, en 7 medidas angulares de la superficie alternadas con 7 medidas atmosféricas con los mismos ángulos pero tomados desde zenit, utilizando siempre las 6 bandas espectrales, y tenía una duración de 10-12 minutos. En primer lugar se realizaba una serie angular sobre la muestra de agua de mar y luego sobre el crudo, repitiendo el proceso un mínimo de 6 veces. Estas medidas angulares se realizaron en una terraza elevada para asegurar la presencia de mínimos elementos circundantes. Además

se llevaron a cabo en condiciones de cielos despejados y baja velocidad de viento para evitar gradientes térmicos espaciales significativos que pudiesen afectar a la medida de la temperatura superficial. La homogeneidad espacial de las muestras se comprobó con la cámara TIR, observando desviaciones estándar de $\pm 0,2$ K en términos de temperatura de brillo para ambas muestras.

Resultados experimentales

Variación espectral

La Figura 1 muestra las firmas espectrales de la emisividad de crudo y agua de mar medidas para 15° , junto con resultados previos para el caso del agua de mar. Los valores presentados son los obtenidos para las 5 bandas estrechas de los radiómetros CE 312 siguiendo la metodología descrita en la sección 3. Las barras de error en el eje de ordenadas muestran el error de medida de la emisividad, siendo el mayor entre la dispersión de las series de medida y el obtenido por propagación de errores instrumentales (descritos en la sección anterior) sobre la ecuación (2). Las barras en el eje de abscisas indican la anchura de las bandas espectrales. Las medidas de emisividad para el agua de mar coinciden con resultados de trabajos previos para ángulos similares (Salisbury & D'Aria, 1992; Niclòs

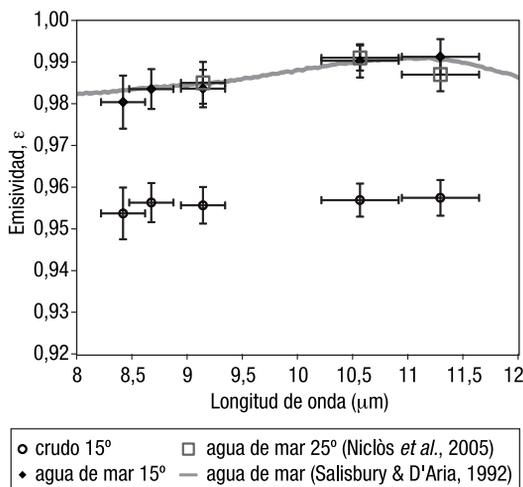


Figura 1. Signaturas espectrales de emisividad de crudo y agua de mar medidas para 15° , junto con resultados previos para el caso del agua de mar.

et al., 2005, 2007, 2009). La emisividad del crudo es inferior a la del agua de mar, tal y como se observó en trabajos previos (Salisbury *et al.*, 1993; Lammoglia & De Souza Filho, 2011). Salisbury *et al.* (1993) midió la reflectividad de diferentes crudos entre $8-13 \mu\text{m}$, siendo de $4,0-4,5\%$ para todos ellos, con valores muy similares dentro del rango espectral. Lammoglia & De Souza Filho (2011) obtuvo emisividades de $0,94-0,97$ entre $8-13 \mu\text{m}$ también para diversos crudos. Así, los valores mostrados en la Figura 1 están de acuerdo con los de estos trabajos. Además, el crudo presenta una firma espectral de cuerpo gris entre $8-13 \mu\text{m}$, tal y como también se observó en los trabajos previos para diferentes tipos de crudo y espesores medidos. Esto apunta la incapacidad de identificar diferentes tipos de crudo vertido en mar de forma cuantitativa mediante el uso de satélites con bandas TIR, incluso con el EOSTerra-ASTER con 5 bandas en esta región espectral.

Variación angular

La Figura 2 muestra las firmas espectrales para 15° y 65° . La variación espectral es similar para ambos ángulos cenitales, sin embargo para ambas muestras se observa un descenso de la emisividad con el ángulo, siendo la diferencia entre la emisividad de agua y crudo mayor para 65° que para 15° . La variación angular del agua de mar es conocida (Smith *et al.*, 1996; Wu y Smith, 1997; Niclòs *et al.*,

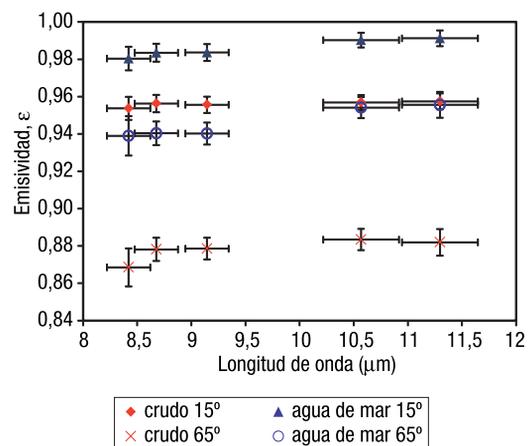


Figura 2. Signaturas espectrales de emisividades de crudo y agua de mar para 15° y 65° .

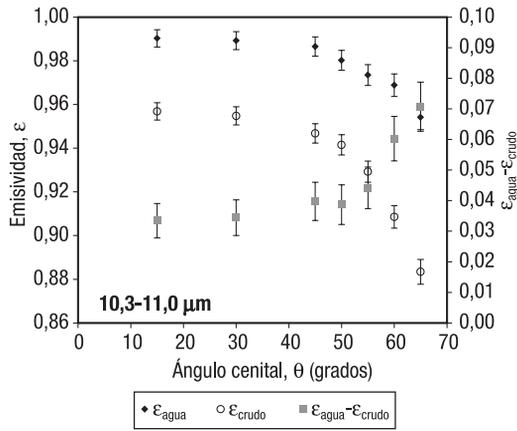


Figura 3. Variación angular de la emisividad de agua de mar y crudo, junto con la diferencia entre ellas.

2005, 2007, 2009), sin embargo no es así para el crudo.

La Figura 3 muestra los valores de emisividad medidos con los 7 ángulos cenitales para una de las bandas estrechas del CE 312 a modo de ejemplo, obteniéndose resultados similares para el resto de bandas dada la baja variabilidad espectral encontrada. Además, esta figura incluye la diferencia entre la emisividad de agua de mar y crudo en función del ángulo. Las emisividades de ambas muestras decrecen gradualmente con el ángulo para todas las bandas espectrales, siendo más acusado el decrecimiento para el crudo que para el agua de mar. Así, la diferencia entre ellas es de $+0,030 \pm 0,007$ para 15° , y esta diferencia crece con el ángulo de observación, hasta llegar a una diferencia promedio, para las diferentes bandas, de $0,068 \pm 0,010$ para 65° . Así, este incremento podría ser de utilidad en la identificación de vertidos en mar desde satélite.

Análisis con imágenes de satélite

Los resultados experimentales fueron contrastados haciendo uso de la capacidad biangular del ENVISAT-AATSR, que tomó imágenes durante el vertido de la plataforma Deepwater Horizon (DH) de BP en el Golfo de Méjico en 2010. El AATSR dispone de dos visiones cuasi simultáneas de la misma zona: *forward* (*f*) con ángulos cenitales de 53° - 55° y *nadir* (*n*) de 0° - 22° .

La radiancia medida por la banda *i* de un radiómetro TIR a bordo de satélite observando la superficie es:

$$L_i(\theta, \phi) = L_{i,\text{sup}}(\theta, \phi) \tau_i(\theta, \phi) + L_i^{\uparrow \text{atm}}(\theta, \phi) \quad [3]$$

$$L_{i,\text{sup}}(\theta, \phi) = \varepsilon_i(\theta, \phi) B_i(T) + (1 - \varepsilon_i(\theta, \phi)) L_i^{\downarrow \text{atm}}(\theta, \phi \pm \pi) \quad [4]$$

siendo $L_i^{\downarrow \text{atm}}(\theta, \phi)$ la radiancia atmosférica ascendente y $\tau_i(\theta, \phi)$ la transmisividad atmosférica. La ecuación (3) debe ser aplicada a ambas visiones y a sus dos bandas TIR: banda 6 centrada en $10,86 \mu\text{m}$ (cubierta por los datos experimentales) y 7 en $12,05 \mu\text{m}$. Las ecuaciones (3)-(4) muestran como para calcular la emisividad a partir de la medida del satélite requerimos la temperatura *T* y viceversa. Necesitamos solucionar la indeterminación para analizar la diferencia de emisividades entre las visiones *n* y *f*. Para ello podemos estimar previamente la *T* y utilizar la ecuación (3) para cada visión (*v*) de la siguiente forma:

$$\varepsilon_{i,v} = \frac{A_{i,v}}{B_i(T) - L_{i,v}^{\downarrow \text{atm}}} \quad [5]$$

$$\text{donde } A_{i,v} = \frac{L_{i,v} - L_{i,v}^{\uparrow \text{atm}}}{\tau_{i,v}} - L_{i,v}^{\downarrow \text{atm}}$$

La *T* fue determinada con la banda 13 ($10,66 \mu\text{m}$) del sensor EOSTerra-ASTER de alta resolución espacial, debido a que se trata de una banda sobre la que la atmósfera tiene relativamente baja influencia (Coll *et al.*, 2007). Para estudiar el efecto del citado vertido DH, que tuvo lugar a finales de abril de 2010, seleccionamos así imágenes AATSR (ATS_TOA) y ASTER (AST_L1B) coincidentes y libres de nubes del 24 de mayo de 2010 y escogimos sobre ellas dos zonas de estudio: el cuerpo principal del vertido y agua de mar limpia relativamente cercana. Para estas zonas se obtuvieron perfiles atmosféricos de temperatura y vapor de agua a partir del producto EOSTerra-MODIS MOD07 que, tras ser introducidos en el modelo de transferencia radiativa MODTRAN 5, nos permitieron simular para cada zona, banda espectral (ASTER 13 y AATSR 6) y ángulo de visión las variables $\tau_{i,v}$, $L_{i,v}^{\downarrow \text{atm}}$ y $L_{i,v}^{\uparrow \text{atm}}$. La Tabla 1 muestra valores estadísticos de las emisividades *n* y *f* obtenidas para la banda 6 del

Tabla 1. Emisividades *nadir* (n) y *forward* (f) para la banda 6 del AATSR obtenidas mediante la ecuación (5).

	Agua de mar		Vertido	
	$\epsilon_{6,n}$	$\epsilon_{6,f}$	$\epsilon_{6,n}$	$\epsilon_{6,f}$
promedio	0,993	0,976	0,959	0,933
SD	0,002	0,004	0,006	0,011
mediana	0,993	0,976	0,959	0,931
RSD	0,003	0,004	0,005	0,011
referencia	0,992	0,975	0,957	0,929
mediana-referencia	0,001	0,001	0,002	0,002

AATSR mediante la ecuación (5). Estos son: promedio, desviación estándar (SD), mediana y desviación estándar robusta [RSD = mediana($|\epsilon_{i,v} - \text{mediana}(\epsilon_{i,v})|$) * 1,4826 (Wilrich, 2007)], siendo los dos últimos parámetros valores más significativos por minimizar el efecto de posibles datos extremos. La Tabla 1 muestra además valores de referencia para dichas emisividades obtenidos de Niclòs *et al.* (2009) para el agua de mar y de los datos experimentales medidos con 15° y 55° para el crudo, siendo insignificantes las diferencias entre las medianas y estos valores de referencia para ambas zonas.

Como método alternativo, asumimos la misma T para ambas visiones del AASTR. En este caso, la emisividad f puede obtenerse a partir de la n mediante:

$$\epsilon_{i,f} = \frac{A_{i,f}}{(A_{i,n} / \epsilon_{i,n}) + (L_{i,n}^{\downarrow am} - L_{i,f}^{\downarrow am})} \quad [6]$$

Asumiendo valores para las emisividades n de 0,957 para el vertido y 0,992 para el agua de mar obtuvimos las emisividades f que se expresan en la Tabla 2. Esta tabla muestra de nuevo un buen acuerdo entre los valores estimados y los valores de referencia.

Tabla 2. Emisividades *forward* (f) obtenidas para la banda 6 del AATSR mediante la ecuación (6).

$\epsilon_{6,f}$	Agua de mar	Vertido
promedio	0,975	0,930
SD	0,004	0,010
mediana	0,975	0,930
RSD	0,004	0,011
referencia	0,975	0,929
mediana-referencia	0,000	0,001

Conclusiones

Los datos experimentales muestran una variación espectral despreciable para la emisividad del crudo entre 8-13 μm y un acusado decrecimiento con el ángulo de observación (desde $0,956 \pm 0,005$ para 15° a $0,873 \pm 0,007$ para 65°), superior al del agua de mar. La emisividad del crudo es siempre inferior a la del agua y la diferencia de emisividades agua-crudo aumenta con el ángulo cenital, mostrando una diferencia promedio de $+0,030 \pm 0,007$ para observaciones nadir y de $0,068 \pm 0,010$ para 65° . Los datos experimentales se confirman haciendo uso de la visión biangular del AATSR. Así, se observan diferencias entre la emisividad obtenida para el vertido DH y el agua de mar de $-0,035$ y $-0,046$ para las visiones n y f respectivamente, y diferencias $n-f$ de $+0,028$ para el vertido y de $+0,017$ para el agua de mar, en concordancia con los resultados experimentales y también con trabajos previos para el agua (Niclòs *et al.*, 2005, 2009). Atendiendo a estas diferencias en emisividad, los vertidos de crudo son identificables mediante imágenes TIR de satélite, especialmente utilizando ángulos de observación elevados, dado el acusado decrecimiento angular observado para el crudo.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (proyectos CGL2010-16364, CGL2010-17577, CGL2011-13579-E, CGL2011-30433 y Contrato de Investigación “Ramón y Cajal” de la Dr. Niclòs) y la Generalitat Valenciana (PROMETEO/2009/086). El

crudo fue proporcionado por Repsol S.A. en el marco de un convenio de colaboración establecido con la Universidad de Valencia.

Referencias

- BARTON, I. J., ZAVODY, A. M., O'BRIEN, D. M., CUTTEN, D. R., SAUNDERS, R. W., & LLEWELLING-JONES, D. T. 1989. Theoretical algorithms for satellite derived sea surface temperatures. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 94, 3365-3375.
- BROGNIEZ, G., PIETRAS, C., LEGRAND, M., DUBUISSON, P., & HAEFFELIN, M. 2003. A high accuracy multiwavelength radiometer for in situ measurements in the thermal infrared. Part II: Behavior in field experiments. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, Vol. 20(7), 1023-1033.
- COLL, C., CASELLES, V., VALOR, E., NICLÒS, R., SÁNCHEZ, J. M., GALVE, J. M., & MIRA, M. 2007. Temperature and emissivity separation from ASTER data for low spectral contrast surfaces. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 110: 162-175.
- LAMMOGLIA, T., & DE SOUZA FILHO, C.R. 2011. Spectroscopic characterization of oils yielded from Brazilian offshore basins: Potential applications of remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 115, 2525-2535.
- NICLÒS, R., CASELLES, V., VALOR, E., COLL, C., & SANCHEZ, J. M. 2009. A simple equation for determining the sea surface emissivity in the 3-15 μm region. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 30, 1603-1619.
- NICLÒS, R., VALOR, E., CASELLES, V., COLL, C., & SÁNCHEZ, J. M. 2005. In situ angular measurements of thermal infrared sea surface emissivity - Validation of models. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 94, 83-93.
- NICLÒS, R., CASELLES, V., VALOR, E. & COLL, C. 2007. Foam effect on the sea surface emissivity in the 8-14 μm region. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 112, C12020.
- SALISBURY, J. W., & D'ARIA, D. M. 1992. Emissivity of terrestrial materials in the 8-14 μm atmospheric window. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 42, 83-106.
- SALISBURY, J. W., D'ARIA, D. M. & SABINS, F. F. 1993. Thermal infrared remote sensing of crude oil slicks. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 45, 225-231.
- SMITH, W. L., KNUTESON, R. O., REVERCOMB, H. E., FELTZ, W., HOWELL, H. B., MENZEL, W. P., *et al.* 1996. Observations of the infrared radiative properties of the ocean — implications for the measurement of sea surface temperature via satellite remote sensing. *Bulletin of the American Meteorological Society*, Vol. 77, 41-51.
- THEOCHAROUS, E., USADI, E., & FOX, N. P. 2010. CEOS comparison of IR brightness temperature measurements in support of satellite validation. Part I: Laboratory and ocean surface temperature comparison of radiation thermometers. NPL REPORT OP3. Teddington, UK: National Physical Laboratory.
- WILRICH, P. T. 2007. Robust estimates of the theoretical standard deviation to be used in interlaboratory precision experiments. *Accreditation and Quality Assurance*, Vol. 12, 231-240.
- WU, X., & SMITH, W. L. 1997. Emissivity of rough sea surface for 8–13 μm : modelling and verification. *Applied Optics*, Vol. 36, 2609-2619.

Modelos espaciales de la dinámica de la vegetación en escenarios de cambio climático en el «Timberline» selva nublada - paramo de la vertiente norte de la Sierra Nevada de Mérida (Venezuela); escenario B1 y situación constante

W. Santaella¹

¹ Estudiante del Centro Regional en Ciencia y Tecnología Espacial para América Latina y el Caribe CRECTEAL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais de Brasil INPE. Santa Maria do Sul, RS, Brasil.

Resumen

Durante las últimas décadas el humano ha modificado las concentraciones de gases invernadero, generando el aumento de la temperatura global, causando alteraciones en la estructura y distribución de animales y plantas. Se planteó modelar la dinámica de la vegetación bajo escenarios del informe especial sobre emisiones de gases de efecto invernadero IE-EE del Panel Intergubernamental de Expertos Sobre el Cambio Climático IPCC. La metodología estuvo basada en análisis estadístico espacial del índice de vegetación por diferencia normalizada (NDVI) calculado con imágenes satelitales SPOT 5 y su relación con el gradiente altotérmico en el límite de crecimiento arbóreo continuo selva nublada - páramo «*Timberline*». Se determinó una disminución de la autocorrelación y un aumento de la varianza del NDVI a medida que se asciende sobre dicho gradiente. Se encontraron diferencias estadísticas entre los valores medios de NDVI ($p < 0,01$) de las unidades de vegetación, y aplicando análisis probabilístico se determinaron los rangos de NDVI para las mismas; selva nublada, bosque preparamero, arbustal preparamero y páramo, pudiendo modelar los cambios de la vegetación a lo largo del gradiente. Se encontró una fuerte correlación entre NDVI y temperatura ($r^2 = 90.45$), permitiendo generar una ecuación para modelar la respuesta de la vegetación al calentamiento global. Los modelos generados bajo diferentes escenarios, muestran una disminución del páramo tendiendo hacia la **extinción**, siendo colonizada por el arbustal preparamero y el bosque preparamero, las cuales evolucionarán posteriormente al estadio clímax de selva nublada. Los modelos muestran que existirán una serie de procesos evolutivos y de colonización reflejados con el cambio en la estructura de las plantas.

Palabras clave: calentamiento global, timberline, desplazamiento de vegetación, NDVI, evolución sucesional, modelos espaciales predictivos, selva nublada, páramo, extinción.

Abstract

Spatial models of dynamics of vegetation in scenerios of climatic change in «Timberline» cloud forest - paramo of north slope of the Sierra Nevada of Mérida - Venezuela; scenario B1 and constant situation

In recent decades, the human has changed the concentrations of greenhouse gases, generating increasing global temperature, causing changes in the structure and distribution of animals and

* Autor para la correspondencia: anibalduarte7@hotmail.com

Recibido: 01-10-12; Aceptado: 06-06-13.

plants. Modeling was raised vegetation dynamics under scenarios of the Special Report on Emissions of greenhouse gases SRES Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC. The methodology was based on spatial statistical analysis of the rate of normalized difference vegetation index (NDVI) calculated from SPOT 5 satellite images and their relationship with the gradient thermal in the limit of continuous cloud forest tree growth - Páramo «*Timberline*». Was determined autocorrelation decreased and increased the variance of NDVI as it rises above the gradient. There were statistical differences between the mean values of NDVI ($p < 0.01$) of the vegetation units, and applying probabilistic analysis were determined NDVI ranges for them; cloud forest, pre (before) paramero forest, preparamero Shrub and páramo, can model changes of vegetation along the gradient. We found a strong correlation between NDVI and temperature ($r^2 = 90.45$), allowing to generate an equation to model the response of vegetation to global warming. The models generated under different scenarios show a decrease in the Páramo tending towards **extinction**, being colonized by preparamero shrub and preparamero forest, which subsequently evolve the climax stage of cloud forest. Models show that there will be developmental processes and recolonization with the change reflected in the structure of plants.

Key words: global warming, timberline, displacement of vegetation, NDVI, sucesional evolution, spatial predictive models, cloud forest, páramo, extinction.

Introducción

El sistema climático del planeta ha cambiado de manera importante desde la época preindustrial, la mayoría de estos cambios se pueden atribuir a las actividades humanas, siendo ésta situación inequívoca, ya que las mismas han hecho aumentar las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero y aerosoles en un 70% entre 1970 y 2004. Estos gases están atrapando una porción creciente de radiación infrarroja terrestre, generando un aumento del promedio de la temperatura mundial, entre 0,56-0,92°C en los últimos 100 años. Se espera que la temperatura aumentará 0,1°C por década si se mantienen constante las concentraciones de todos los gases y 0,2°C bajo otros escenarios del informe especial de emisiones (IE-EE - siglas en español) del Panel Intergubernamental de Expertos en Cambio Climático (IPCC). Es muy probable (>90%) que la situación actual pueda estar generando días y noches más calidos con heladas menos frecuentes (IPCC 2007).

La temperatura es uno de los principales factores que limitan la distribución de las plantas afectando de manera determinante las funciones de supervivencia, reproducción o desarrollo (Wieser y Tausz, 2007; Graf, 1994; Pretinche *et al.*, 1992; Krebs, 1985; Sakay y Larcher, 1987). Los cambios en el clima pueden generar un desplazamiento de la vegetación alte-

rando los límites de existencia o distribución de las especies vegetales (grado de confianza muy alto) (IPCC, 2007), es decir los hábitats pueden desplazarse hacia altitudes mayores al responder las especies al calentamiento global (Holtmeier y Broll, 2007; Santaella, 2007; Klanderud *et al.*, 2003; Walther 2002, 2003; Corlett, 2002; Grace, 1989, 2002; Peñuelas *et al.*, 2002; Pauli *et al.*, 2001; Grabherr *et al.*, 1994, 1995, 2001; Keller *et al.*, 2000; Andresen *et al.*, 1996; Hofer, 1992).

Actualmente existe fuerte discusión ya que se espera que la zonas del «*treeline*» (Limite de crecimiento arbóreo discontinuo) y «*Timberline*» (limite de crecimiento arbóreo continuo) sufrirán alteraciones significativas debido al calentamiento global y los cambios en la composición química de la atmósfera (Santaella, 2007; Holtmeier and Broll, 2007; Walther *et al.*, 2005; Grace *et al.*, 2002; Wieser and Tausz, 2007).

El «*Timberline* y *Treeline*» son considerados como pieza clave para el entendimiento y monitoreo de los efectos del cambio climático sobre ecosistemas de montañas (Camarero *et al.*, 2000). Son descritos como fronteras biológica sensibles a los cambios climáticos globales pasados y recientes (Hansen *et al.*, 1992), debido a que pueden detectarse mas fácilmente cambios en la distribución de especies (Pauli, 2001; Risser, 1995; Harte and Shaw, 1995).

Entre los componentes estructurales de la vegetación, las hojas son las que mayor influencia tienen sobre el comportamiento espectral captado por un determinado sensor óptico.

Factores ambientales como la temperatura y la humedad tienen una marcada influencia sobre la fisionomía de las plantas, y a su vez sobre la estructura interna de las hojas, incluso entre individuos de una misma especie. Estos rasgos pueden ser estudiados a través de la respuesta espectral de las plantas en determinadas regiones del espectro electromagnético (Ponzoni y Shimabukuro, 2009).

Diferentes índices espectrales han sido propuestos para estimar la presencia, características o condiciones de la vegetación. Uno de los índices de vegetación más utilizados es el NDVI (índice de vegetación por diferencia normalizada), propuesto por (Rouse *et al.*, 1973) como un descriptor de la vegetación. Este relaciona algebraicamente la región de rojo, dada por la capacidad de absorción de radiación electromagnética que caracteriza la clorofila y la alta reflectividad en el rango del infrarrojo cercano generada por la estructura del mesófilo de la hoja. El mismo está fuertemente correlacionado con variables como el índice de área foliar, producción de biomasa y productividad primaria neta (Pettorelli *et al.*, 2005; Paruelo *et al.*, 1997; Myneni *et al.*, 1995; Running, 1990; Ripple, 1985; Sellers, 1985; Gerberman *et al.*, 1984; Asrar *et al.*, 1984; Baret *et al.*, 1989; Curran, 1983; Tucker, 1977). También ha sido utilizado para el desarrollo de modelos que reflejan la respuesta de la vegetación a variaciones climáticas (Wang *et al.*, 2003; Gong y Shi, 2003).

En los Andes existe un gradiente altotérmico donde la temperatura disminuye 0,61 °C por cada 100 metros de elevación (Röhl 1951; Monasterio, 1980), éste enfriamiento es conocido como adiabático, y es un factor determinante para la distribución de las diferentes formas de vida (Yáñez, 1998; Sarmiento, 1986; Baruch, 1984; Veillon, 1974). Así mismo influencia los procesos de desenvolvimiento fisiológico vegetal afectando las tasas de crecimiento (Cabrera 1996; Azócar y Rada, 1993; Austin y Smith, 1989) y limitando el establecimiento de especies cuya morfología y fisiología adapta-

tiva no les permite desarrollarse en áreas donde predominan bajas temperaturas con frecuentes heladas como es el páramo (Cabrera, 1996; Azócar y Rada, 1993; Slatyer y Noble, 1992; Sarmiento 1986).

En este sentido, se considera que probablemente el NDVI modelará de manera ajustada las complejas variaciones de la vegetación en la zona transicional Páramo - Selva Nublada. En el presente trabajo se plantea como objetivos determinar la existencia de posibles diferencias o similitudes del NDVI entre las unidades de vegetación y analizar su relación con la temperatura a lo largo del gradiente altotérmico. A través del análisis espacial se profundizará en el estudio de la temperatura como limitante del crecimiento arbóreo continuo «*timberline*» y los posibles efectos del calentamiento global sobre la vegetación. En este contexto se aplicarán métodos geoestadísticos y espaciales para modelar la posible dinámica de la vegetación bajo los incrementos de la temperatura media que proponen escenarios oficiales del informe especial de emisiones (IE-EE) del IPCC.

Metodología

Descripción del área de estudio

El área de estudio se ubica dentro de las coordenadas 8°34'36.5"N-71°07'27.41"W y 8°34'23.28"N-71°00'00.60"W y corresponde a la vertiente norte de la Sierra Nevada de Mérida (Venezuela), tiene una superficie de 44.169 ha y se encuentra localizada dentro del parque nacional Sierra Nevada, la cual tienen en su haber recursos biológicos de alta fragilidad, como las formaciones de páramo y selva nublada. Forma parte de uno de los dos ramales principales de los Andes de Venezuela, donde se localizan altitudes que sobrepasan los 4500 msnm (metros sobre el nivel del mar) (Pico Bolívar, Pico Humboldt, la Concha, Toro y Mucuñuque), (Shubert y Vivas, 1993).

Los registros pluviométricos para las tres estaciones (La Montaña, 2280 mm anuales; La Aguada, 1811 mm y Loma Redonda, 1553 mm) corresponden a un sector catalogado climato-

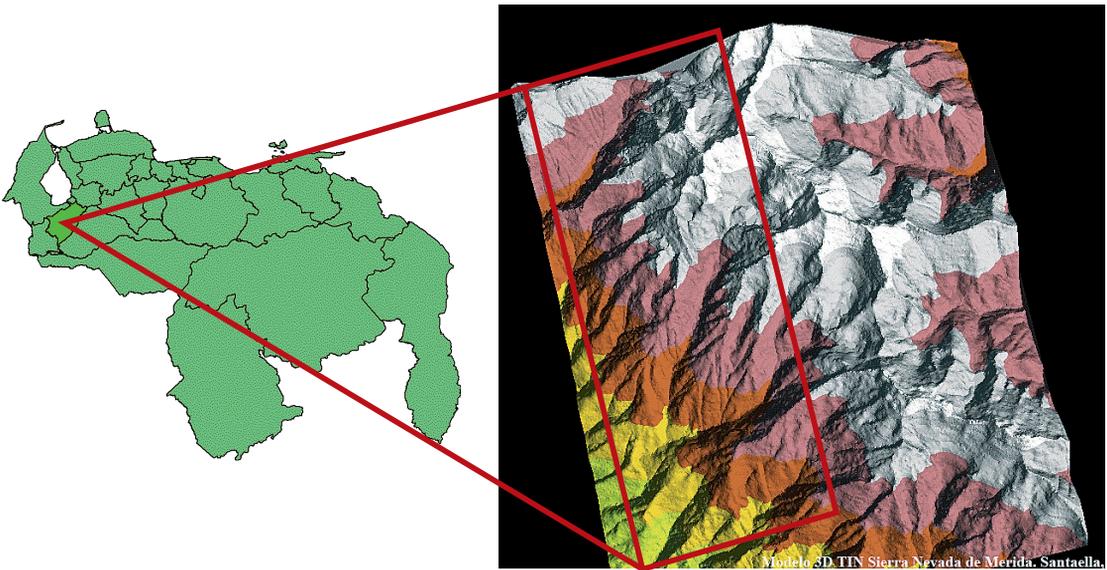


Figura 1. Ubicación relativa del área de estudio y modelo de red de triángulos irregulares (TIN) de la Sierra Nevada de Mérida (Santaella, 2007).

lógicamente como «Clima de Páramo Muy Húmedo» (Andressen *et la.*, 1996) y como el sector más húmedo de los Andes de Venezuela (Monasterio y Reyes, 1980).

Selva nublada y bosque preparamero

Las selvas nubladas son las formaciones de vegetación características de las regiones más elevadas de la franja tropical. Se encuentra ubicada entre los 1700 y 3000 msnm, y se caracteriza por presentar una distribución continua de árboles siempre verdes. Tienen una estratificación arbórea variada de composición mixta, con gran variedad en plantas epifitas y humedad relativa continuamente alta (Yáñez, 1998). Las temperaturas van desde los 9 a 14°C, con precipitación desde los 1000 a 3000 mm, sin meses secos, alta nubosidad, alta humedad relativa y baja insolación todo el año. Esta compuesta por más de 100 spp. de árboles con dosel muy irregular, entre 20-30 m en el límite inferior de distribución y hasta 10 m en el superior (Ataroff y Sarmiento, 2003). Este último corresponde al bosque preparamero y es donde las formas de vida arbórea probablemente comienzan a ser afectadas por la temperatura (Santaella, 2007).

Zona transicional (bosque preparamero)

Se ubica a los 3200 msnm, presentando una mezcla de elementos provenientes de zonas más bajas y zonas más altas, la cual origina una mayor riqueza de especies (Hansen, 1998, 1992). En la zona de transición se puede observar con más facilidad el avance de una unidad vegetal hacia otra formando islas o parches de vegetación (Yáñez, 1998). Esta zona transicional es denominada ecotono o ecoclina, dominado por arbustal enredado, cubierto por epifitas la cual crecen en manchones, rodeados de herbazales altos. En esta zona las condiciones existentes no favorecen el desarrollo de vegetación arbórea (Monasterio y Vuilleumier, 1986).

Páramo andino

Se ubica en vertientes secas a una altitud de 2700 a 4000 msnm, y en vertientes húmedas de 3000 a 4300 msnm. Presenta temperaturas de 7-10°C a 3°C, con precipitaciones que van desde los 800 a 1100 mm en vertientes secas, y desde los 1100 a 1800 mm en vertientes húmedas. Desde 0 a 3 meses secos con heladas restringidas en las épocas secas. La vegetación

esta compuesta por comunidades arbustivas y herbáceas, la más común tiene un estrato superior entre 50 y 150 cm con rosetas y arbustos, un estrato intermedio de arbustos y hierbas entre 20 y 50 cm y un estrato inferior con cojines y hierbas menores de 10 cm (Ataroff y Sarmiento, 2003).

Procesamiento y análisis de datos

Corrección geométrica

Se utilizó información espacial proveniente de un estudio realizado por (Santaella, 2007) correspondiente al área de estudio, la misma está conformada por ortofoto a escala 1:40000 de la misión A-34 del año 1952 corregido geoméricamente con un MDE (modelo digital de elevación) y 92 puntos de control (8 m de error), curvas de nivel a escala 1:25000 vectorizadas de los mapas topográficos 5941-I-SE y NE del instituto Geográfico de Venezuela Simón Bolívar. Estos datos fueron utilizados para la elaboración del MDE a través de interpolación de contornos (Gorte *et al.*, 1990) y la posterior ortorrectificación (8 m de error equivalente a 0.8 píxel) de la imagen 651/333 del 11/01/2009 del sensor HRG (high resolution geometrical) de la plataforma satelital SPOT 5 (Système Pour l'Observation de la Terre) con nivel de preprocesamiento 1A y resolución espacial de 10 m.

Corrección radiométrica

Con el objetivo de poder elaborar cálculos con diferentes bandas de la imagen del sensor HRG de la plataforma satelital SPOT 5 la misma fue corregida radiométricamente convirtiendo los ND (números digitales) en valores físicos (Ponzoni y Shimabukuro, 2009), estos y otros autores catalogan como imprescindible realizar las transformaciones para un correcto análisis ya sea con imágenes CBER, LANDSAT, SPOT, entre otras. En este sentido los ND de la imagen SPOT 5 fueron transformados en radiancia bidireccional aparente y posterior-

mente en reflectividad en el tope de la atmósfera, siendo necesario algunos coeficientes de calibración del sensor y datos de las condiciones ambientales en las cuales la imagen fue generada, para ello fueron empleadas las siguientes ecuaciones (1 y 2):

$$L_{0\lambda} = DN_{\lambda} / A_{\lambda} \quad [1]$$

$$\rho\alpha = \frac{\pi \cdot L_0(\lambda) \cdot d^2}{E_{sun}(\lambda) \cdot \cos\theta} \quad [2]$$

Siendo:

$L_0(\lambda)$: Radiancia bidireccional aparente.

ND_{λ} : Número digital.

A_{λ} : Factor de calibración espectral.

d : Distancia del sol a la tierra en unidades astronómicas.

θ : Ángulo cenital solar.

$\rho\alpha$: Reflectividad aparente en el tope de la atmósfera.

$E_{sun}(\lambda)$: Irradiancia media del sol en el tope de la atmósfera ($W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$).

Las correcciones atmosféricas fueron obviadas debido a que no se realizarán comparaciones multitemporales o con datos radiométricos medidos in situ.

Cabe destacar que las bandas 2 y 3 del sensor HRG del SPOT 5 tienen igual resolución radiométrica.

Modelo digital de temperaturas medias anuales y corroboración del gradiente altotérmico

Para la producción del modelo digital de temperaturas medias del año 2008, se aplicó el método de gradiente altotérmico (Rohl, 1951) utilizando el MDE (altitud del sitio de temperatura desconocida en la ecuación 3) y datos de temperaturas máximas y mínimas diarias en intervalos de 60 minutos de la estación automática del proyecto MARS (Mérida *Atmospheric Research Station* figura), con los cuales se calculo la temperatura media para el año 2008 (temperatura conocida T_c en la ecuación 4). Este método fue utilizado por (Zhao *et al.*, 2010) en estudios recientes en China, para ello se aplicó el siguiente modelo matemático (3):

$$Tx = Tc + Gvm(\text{altitud}A - \text{Altitud}B) \quad [3]$$

Siendo:

Tx: Temperatura desconocida °C.

Tc: Temperatura conocida °C.

Gvm: Gradiente altotérmico °C/100m.

altitud A: Altitud del sitio de temperatura conocida en metros.

Altitud B: Altitud del sitio de temperatura desconocida en metros.

La Estación Meteorológica MARS se ubica en los predios de la Estación Pico Espejo del Teleférico de Mérida a 4765 msnm (altitud del sitio de temperatura conocida en la ecuación 3), dentro del Parque Nacional Sierra Nevada de Mérida. Es una estación automática que forma parte de un proyecto a nivel mundial. Este mismo consiste en la instalación de estaciones de monitoreo para observar y entender los cambios en los componentes de la estratosfera, la misma está a cargo del Instituto de Investigación de Meteorología y Clima y el Centro de Cálculo Científico de la Universidad de los Andes.

En ésta etapa se corroboró el gradiente altotérmico determinado por (Rohl, 1951) para la Sierra Nevada de Mérida (Venezuela) (0,61/100 msnm - *Gvm* en la ecuación 3). Esto se realizó a través de un análisis de regresión lineal entre

temperatura y altitud con datos de temperaturas medias anuales de 16 estaciones climatológicas pertenecientes al Ministerio del Ambiente y a la Universidad de los Andes, ubicadas en diferentes altitudes (Tabla 1 y Figura 2). El gradiente obtenido fue exactamente igual al calculado por (Rohl, 1951).

Análisis de autocorrelación y semivariograma de superficie

Para analizar la variación espacial del NDVI en el gradiente altotérmico se aplicó autocorrelación y semivariograma de superficie (ecuación 4 y 5), en éste procedimiento se analizó la relación, similitud o diferencia estadística del NDVI en cada píxel con respecto a sus vecinos en dirección vertical (gradiente altotérmico Norte-Sur), permitiendo analizar del NDVI en función de la distancia en la dirección del gradiente.

$$\text{AutoCorrelacion} = \frac{n \sum (a(p) * a(p+h)) - \sum a(p) * \sum a(p+h)}{\sqrt{\left\{ n \sum (a(p))^2 - (\sum a(p))^2 \right\} * \left\{ n \sum (a(p+h))^2 - (\sum a(p+h))^2 \right\}}} \quad [4]$$

$$\text{SemiVariograma} = \frac{\sum (a(p))^2 + \sum (a(p+h))^2 - 2 \sum (a(p) * a(p+h))}{2n} \quad [5]$$

Tabla 1. Muestra la distribución altitudinal, temperaturas medias y el serial de las estaciones utilizadas para comprobar el gradiente altotérmico, incluyendo la temperatura media del año 2008 calculada los con datos de la estación MARS

Estación	Altitud	T med. anual (°C)	Serial
El Vigia	130	27,9	3035
Las Bocas de Caparo	220	26,6	4086
Tovar	952	21,9	3141
La Azulita	1000	25,3	3135
San Juan Lagunillas	1050	22,5	3170
Mérida	1307	16,7	3050
Merida Aeropuerto	1470	19	3047
Canagua	1560	17,9	3134
Las Piedras	1657	16,7	3099
Santo Domingo	2155	15,6	3114
Hacienda el Carmen	2250	15,4	3168
La Cuchilla	2280	15,6	3040
Mucuruba	2320	14,6	3029
Los Plantios	2878	8,1	3161
Mucuchies	3100	11,3	3122
Mucubaji	3560	5,9	3072
Mérida Atmospheric Research Station	4765	-0,10	MARS

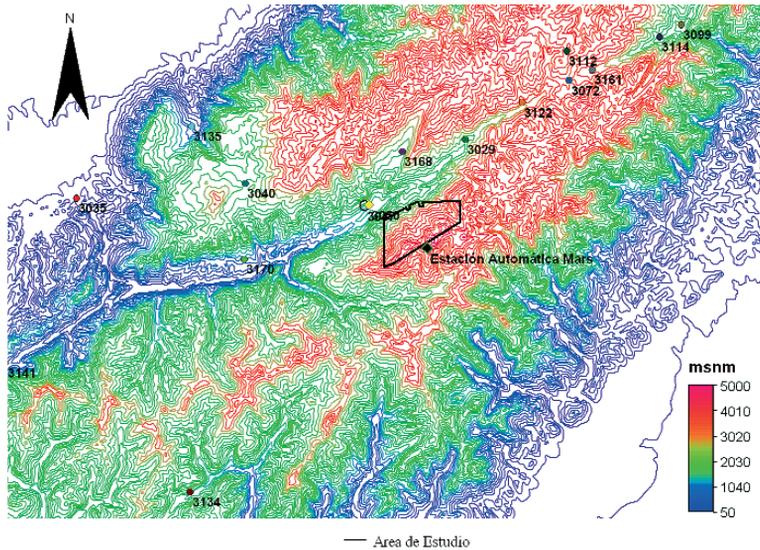


Figura 2. Muestra la distribución espacial de las estaciones climatológicas.

Siendo:

n : Número de términos en las adiciones.

$a(p)$: Valor de píxel en posición p en el mapa de entrada.

$a(p + h)$: Valor de píxel en posición $p+h$ en el mapa de entrada.

h : Píxel en dirección horizontal o vertical.

Cálculo y muestreo del índice de vegetación por diferencia normalizada NDVI

Con la imagen HRG-SPOT 5 y la ecuación 6, se calculó el NDVI (Rouse *et al.*, 1973) utilizando la banda 2 correspondiente al rango de longitud de onda del rojo (R) y la banda 3 correspondiente a la región del infrarrojo próximo (NIR) del espectro electromagnético, ambas con resolución espacial de 10 m.

$$NDVI = \frac{(NIR - R)}{(NIR + R)} \quad [6]$$

Para determinar las posibles diferencias del NDVI entre las unidades de vegetación, se ubicaron 24 parcelas de 40×40 m. (4 píxel \times 4 píxel) en áreas homogéneas representativas de cada unidad de vegetación (96 parcelas en total equivalentes a 15,36 ha. muestreadas), reconocidas en campo y cuyos rangos altitudinales fueron estudiados por (Yáñez, 1998) en

una transecta de 1240 m de longitud por 2 m de ancho, ubicada entre 2850 y 3600 msnm. Así mismos se utilizó el MDE y el análisis de autocorrelación y semivariograma de superficies para decidir los rangos establecimiento latitudinal de las mismas por unidad de vegetación. Para determinar la existencia de grupos homogéneos y diferencias estadísticas del NDVI, se aplicó análisis ANOVA y prueba de rangos múltiples de Tukey.

Determinación de los rangos del NDVI de las unidades de vegetación

Para determinar los rangos del NDVI para las unidades de vegetación se aplicó un análisis de la máxima probabilidad que tiene un determinado valor NDVI pertenecer a una unidad de vegetación. Este análisis se realizó con los muestreos de las 96 parcelas.

Relación entre NDVI y temperatura

Para determinar la posible relación existente entre el NDVI y la temperatura, se ubicaron 200 puntos aleatorios de muestreo a lo largo del gradiente altotérmico y posteriormente se aplicó el modelo de regresión lineal, permitiendo determinar la relación entre las dos variables y prever el comportamiento del NDVI

Tabla 2. Proyecciones del promedio mundial del calentamiento en la superficie bajo diferentes escenarios (IPCC, 2007)

Caso	Cambio de temperatura (°C en 2090-2099 respecto de 1980-1999) ^{a, d}	
	Estimación óptima	Intervalo probable
Concentración constante en los niveles del año 2000 ^b	0,6	0,3-0,9
Escenario B1	1,8	1,1-2,9
Escenario A1T	2,4	1,4-3,8
Escenario B2	2,4	1,4-3,8
Escenario A1B	2,8	1,7-4,4
Escenario A2	3,4	2,0-5,4
Escenario A1F1	4,0	2,4-6,4

^a Los valores de temperatura son estimaciones óptimas evaluadas, y los intervalos de incertidumbre probables se han obtenido de una jerarquía de modelos de complejidad variable y de limitaciones observacionales.

^b La composición constante en valores del año 2000 se ha obtenido de modelos de circulación general atmósfera-océano (MCGAO) únicamente.

^c Todos los escenarios precedentemente indicados son seis escenarios testimoniales IE-EE. Las concentraciones aproximadas de dióxido de carbono equivalente correspondientes al forzamiento radiativo computado por efecto de los GEI y aerosoles antropógenos en 2100 para los escenarios testimoniales ilustrativos B1, A1T, B2, A1B, A2 y A1F1 del IE-EE son 600, 700, 800, 850, 1250 y 1550 ppm, respectivamente.

^d Los cambios de temperatura están expresados en términos de diferencias respecto del período 1980-1999. Para expresar el cambio respecto del período 1850-1899 hay que añadir 0,5°C.

a través de la temperatura (Neter y Wasserman, 1974). Posteriormente con el modelo matemático ajustado y las estimaciones óptimas de temperaturas de los siete escenarios IE-EE (Tabla 2) se generaron los modelos de la dinámica de la vegetación bajo la influencia de los diferentes escenarios estudiados.

Sustracción de sombras, nubes y cuerpos de agua

Dentro de la zona en estudio, existen áreas de topografía compleja que generaban sombras en la imagen satelital afectando la respuesta espectral de dichas áreas, las mismas fueron sustraídas del análisis espacial, para lo cual se aplicó clasificación supervisada utilizando el clasificador de mínimas distancias de Mahalanobis (Gorte, 1998). Para homogenizar las sombras se aplicó un majotity filter con un kernel 3×3 , luego aplicando algebra booleana se sustrajeron del análisis las áreas con sombras, es decir no fueron tomadas en cuenta para el estudio y son mostradas en los modelos como áreas blancas, igual método se aplicó para las nubes y cuerpos de agua.

Cálculo y distribución espacial de los posibles cambios que ocurrirán bajo los diferentes escenarios con respecto a la situación actual

Para determinar la distribución espacial y magnitud de los cambios en la vegetación se aplicó tabulación cruzada (CROSS), permitiendo analizar donde y en que proporción ocurrirán los cambios. Los mismos fueron representados en matrices de confusión donde cada fila de la matriz representa el número de predicciones de cada clase, mientras que cada columna representa a las instancias en la clase actual. Muestran en que proporción cambiarán las unidades de vegetación entre los años de referencia.

Todos los métodos espaciales fueron aplicados en software de uso libre ILWIS 3.2.

Escenarios de emisiones IE-EE

«El término IE-EE (siglas en español) designa los escenarios descritos en el Informe Especial del IPCC sobre escenarios de emisiones (Tabla 2). Los escenarios IE-EE están agrupa-

dos en cuatro familias (A1, A2, B1, B2) que exploran vías de desarrollo alternativas incorporando toda una serie de fuerzas originantes demográficas, económicas y tecnológicas, junto con las emisiones de GEI (gases de efecto invernadero) resultantes, abarcan todos los órdenes de incertidumbre asociados a las fuerzas determinantes y a las emisiones. Los escenarios IE-EE no contemplan otras políticas climáticas además de las existentes. Las proyecciones de emisión son muy utilizadas para conjeturar el cambio climático futuro, y sus supuestos básicos respecto de la evolución socioeconómica, demográfica y tecnológica, son el punto de partida de numerosos estudios sobre la vulnerabilidad del cambio climático y evaluaciones de impacto». (IPCC, 2000). Los instrumentos de modelización utilizados para desarrollar estos escenarios, cuya escala de tiempo se mide en siglos, son menos adecuados para el análisis de acontecimientos de corto plazo (un decenio, o menos). No existe un único escenario más verosímil, «central» o «más previsible», ni en el marco del IE-EE ni en los trabajos publicados (IPCC, 2007).

Con la aplicación de este método no fue necesaria reducción de escala «downscaling» debido a que se trabajó directamente con las estimaciones de incremento de la temperatura por cada 100 años que establece cada escenario y los mismos fueron aplicados directamente sobre el modelo de temperatura. En este trabajo se calculó el incremento de temperatura para 2,3 y 5 décadas, en base al valor de incremento óptimo que establece cada escenario por cada 100 años, siguiendo las sugerencias del informe especial de emisiones IE-EE (IPCC, 2007).

En la investigación se utilizaron todos los escenarios y en el presente artículo se analiza el escenario B1 y la situación constante.

Limitaciones del método

Entre las posibles limitaciones que tiene el método planteado se encuentra el hecho de no tomar en cuenta otras variables que pudieran probablemente influir en la distribución espacial de la vegetación en el límite de crecimiento arbóreo, como la precipitación, la pendiente,

la exposición solar entre otros, pero se sustentan con diferentes trabajos a nivel fisiológico y poblacional que determinan a la variable temperatura como principal limitante del crecimiento arbóreo en el «*timberline*». En la presente investigación se analizará dicha hipótesis a nivel espacial.

Resultados y discusiones

En el presente estudio se analizaron los cambios ocurridos en la vegetación a lo largo del gradiente altotérmico utilizando el NDVI (Figura 3), pudiendo discriminar las cuatro unidades (selva nublada, bosque preparamero, arbustal preparamero, Páramo) identificadas por (Santaella, 2007), modelando con mayor detalle los complejos cambios ocurridos en el gradiente altotérmico. Por tratarse de una zona transicional las variaciones van ocurriendo de forma gradual, cambiando el predominio de diferentes formas de vida. La utilización de la respuesta espectral de las plantas en determinadas longitudes de onda del espectro electromagnético, permitió modelar de manera continua a través de matrices numéricas los complejos cambios que suceden en la vegetación a lo largo de gradiente altotérmico.

Las variaciones, diferencias e identificación de posibles grupos homogéneos son presentadas a continuación en el análisis ANOVA (Tabla 3) del NDVI de las unidades de vegetación.

El análisis muestra que existen diferencias estadísticamente significativas ($P < 0,01$) entre

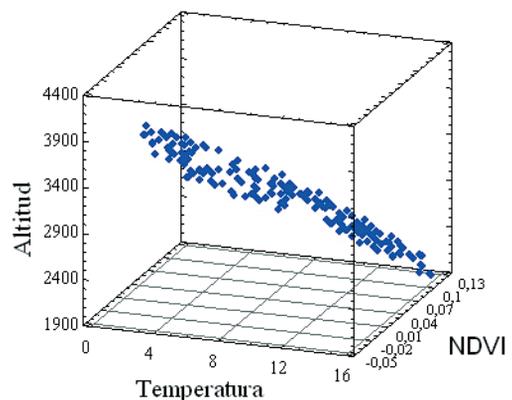


Figura 3. Muestra los valores de NDVI a lo largo del gradiente altotérmico.

Tabla 3. Análisis ANOVA y determinación de grupos homogéneos

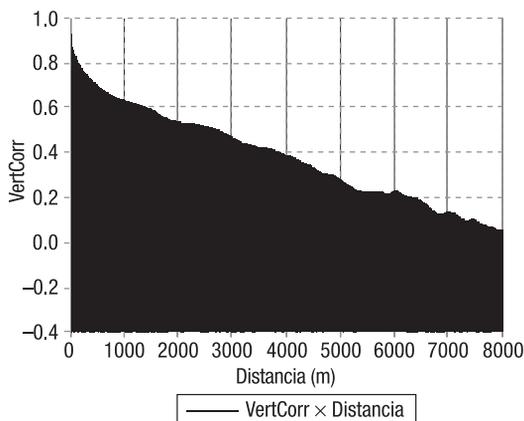
Variable	Unidad de vegetación	Media	«P» Valor
NDVI	SN	0,08a	0,00
	Bp	0,07b	
	Ap	0,04c	
	Pa	-0,04d	

Medias seguidas por la misma letra no son estadísticamente diferentes a un nivel de significación de $p < 0,01$ según la prueba de rangos múltiples de Tukey. SN (Selva Nublada), Bp (Bosque Preparamero), Ap (Arbustal Preparamero), Pa (Páramo), NDVI (índice de vegetación por diferencia normalizada).

las medias del NDVI de las diferentes unidades de vegetación, demostrando la eficiencia del NDVI para la discriminación y análisis de las complejas variaciones de la de la vegetación.

Para analizar la variación espacial continua del NDVI en el gradiente altotérmico se aplicó autocorrelación y semivariograma espacial vertical. En las Figuras 4 y 5, se observa como a medida que aumenta la distancia disminuye la autocorrelación y aumenta la varianza, indicando el potencial de NDVI para modelar y caracterizar los cambios de la vegetación a lo largo del gradiente altitudinal.

El análisis de autocorrelación y semivariograma de superficie junto a los rangos de distribución altitudinal de vegetación determinados en otros estudios (Santaella, 2007; Yáñez, 1998) y el MDE, se utilizaron como base para el establecimiento de las parcelas (Tabla 4

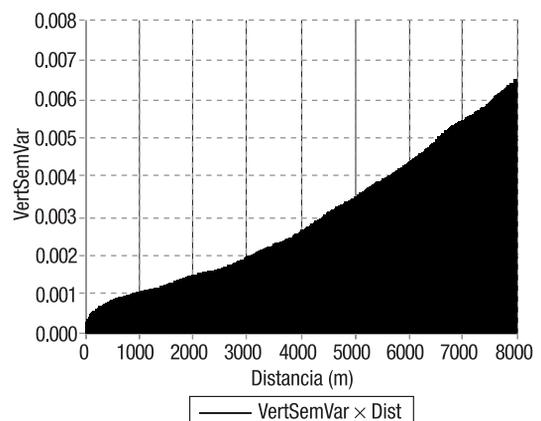
**Figura 4****Tabla 4.** Altitud máxima y mínima de ubicación las parcelas de muestreo del NDVI

Unidad de Vegetación	Altitud mínima de parcela (msnm)	Altitud máxima de parcela (msnm)
Selva nublada	2100	2860
Bosque Preparamero	2860	3100
Arbustal Preparamero	3200 ¹	3350
Páramo	3600	4390

¹ Transición arbórea arbustiva.

y Figura 6). Las mismas no tienen una distancia estrictamente establecidas entre ellas, más bien fueron establecidas en sentido horizontal de manera aleatoria y en sentido vertical (gradiente altotérmico) tomando en cuenta los datos mencionados. Las parcelas fueron establecidas tanto en la parte media del rango altitudinal de cada unidad de vegetación como en los bordes superiores e inferiores por tratarse de una zona de transición. La discriminación de los valores NDVI se realizó a través de un análisis de máxima probabilidad cuyos resultados se detallan posteriormente. En la Figura 6, se observan zonas donde no se establecieron parcelas, esto debido a que se decidió posteriormente ampliar el área de estudio hasta donde los permitía el MDE y el modelo NDVI por tratarse de la misma vertiente.

Por tratarse de una zona de cambios graduales ocurren una mezcla de valores del

**Figura 5**

Figuras 4 y 5. Correlograma (2) y semivariograma (3) espacial del NDVI con respecto a la distancia en dirección vertical.

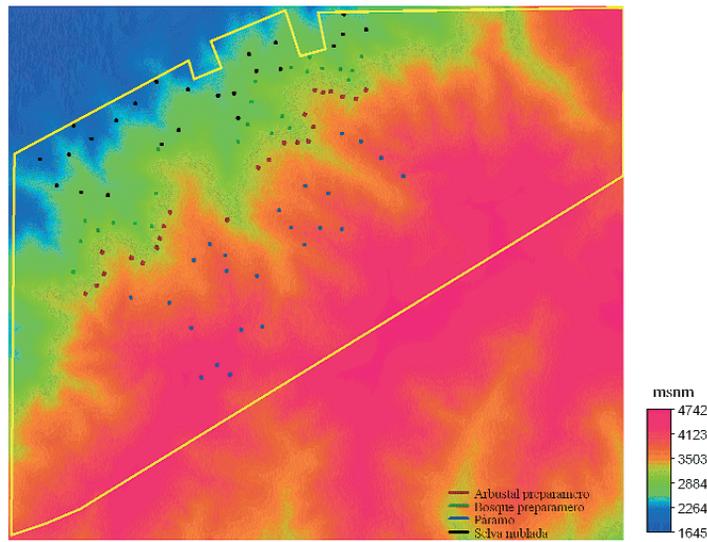


Figura 6. Distribución espacial de las parcelas de muestreo del NDVI en el gradiente altitudinal MDE.

Tabla 5. Probabilidad de los valores NDVI pertenecer a una determinada unidad de vegetación

		NDVI																					
		-0,08	-0,07	-0,06	-0,05	-0,04	-0,03	-0,02	-0,01	0	0,01	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,09	0,1	0,11	0,12	0,13
Probabilidad	Pa	0,0026	0,0572	0,1302	0,2656	0,3125	0,1432	0,0442	0,0364	0,0052	0,0026	np											
	Ap	np	np	np	np	np	np	0,0026	0,0104	0,013	0,0312	0,0833	0,1223	0,1848	0,1692	0,1562	0,1302	0,0781	0,0182	np	np	np	np
	Bp	np	0,0026	0,0312	0,0807	0,1848	0,2968	0,2395	0,125	0,0312	0,0078	np	np										
	SN	np	0,0052	0,0078	0,0364	0,1041	0,3125	0,2109	0,1692	0,1197	0,0312												

NDVI que representan precisamente los cambios y mezclas de las unidades de vegetación dominadas por diferentes formas de vida. Como se observa en la Tabla 5, ciertos valores del NDVI fueron encontrados en diferentes unidades de vegetación contigua, y a través del análisis de máxima probabilidad se pudo discriminar a que unidad pertenecen dichos valores. El páramo mostró valores de NDVI entre -0.08 y -0.01, el arbustal preparamero valores entre 0 y 0.05, el bosque preparamero entre 0.06 y 0.07 y la selva nublada valores entre 0.08 y 0.13 (Figura 7). Con los rangos determinados se clasificó la matriz numérica (NDVI) y se obtuvo el modelo de distribución espacial de las unidades de vegetación del año 2009 (Figuras 8).

A través del análisis espacial del modelo se pudo observar como las diferentes unidades de vegetación estudiadas a través del NDVI muestran una distribución con patrón irregular. A medida que aumenta la altitud se producen

cambios graduales y diferenciables en las formas de vida de la vegetación, pudiendo ser estudiados estos cambios espacialmente a través de la posible relación entre el NDVI y la temperatura.

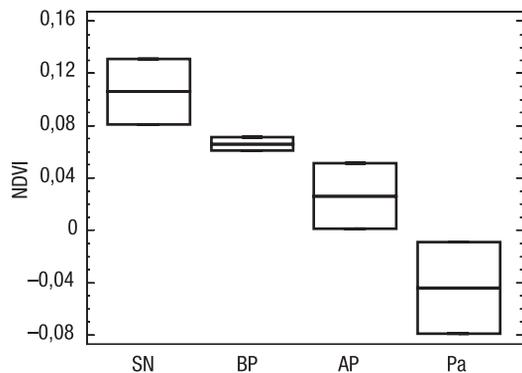


Figura 7. Muestra los rangos de distribución del NDVI para las unidades de vegetación determinadas con el análisis de máxima probabilidad. SN (Selva Nublada), Bp (Bosque Preparamero), Ap (Arbustal Preparamero), Pa (Páramo).

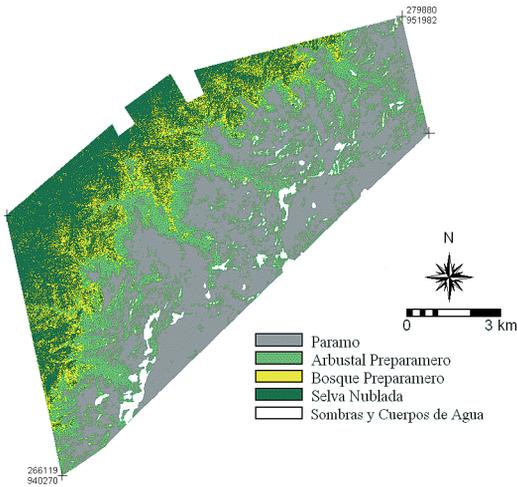


Figura 8. Modelo de distribución espacial de la vegetación para el año 2009 en la zona transicional selva nublada - páramo de la vertiente norte de la Sierra Nevada de Mérida - Venezuela.

Análisis de correlación entre altitud y temperatura

Para corroborar el gradiente altotérmico (0,61°C/100 msnm) determinado por (Rolh, 1952) se realizó un análisis de regresión lineal entre altitud y temperatura (Figura 9) obteniendo un $r^2 = 93,06$ y un valor de gradiente altotérmico exactamente igual al determinado dicho autor.

Análisis de correlación entre NDVI y temperatura

Analizando espacialmente el modelo digital de temperatura y el modelo de distribución actual de la vegetación (Figura 10) puede observarse que existen patrones de distribución irregular de la vegetación que responden al gradiente altotérmico. Se encontraron áreas donde las diferencias topográficas, específicamente valles encajonados y largos que ascienden suavemente generan formas espaciales de «*lenguas de temperatura*» por donde ascienden las formas de vida tanto arbórea como arbustiva, mostrando una clara respuesta de la selva nublada, el bosque preparamero y el arbustal preparamero a dicha variable.

Sustentando lo observado en la Figura 10 se observa en la Figura 11 que existe una fuerte

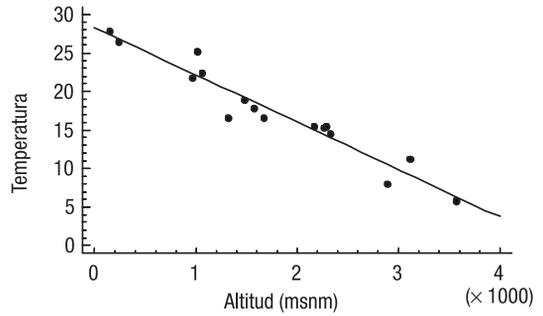


Figura 9. Muestra Correlación entre temperatura °C y altitud.

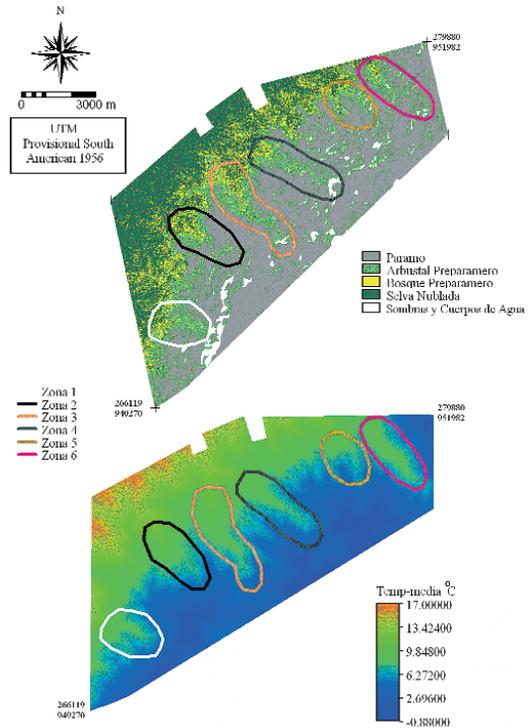


Figura 10. Modelo de distribución espacial actual de la vegetación y el modelo digital de temperaturas medias anual indicando las zonas evidentes donde la vegetación arbórea y arbustiva asciende por las «*lenguas de temperatura*».

correlación entre el NDVI y la temperatura ($r = 0.95$, $r^2 = 90.45$), representando el NDVI los cambios ocurridos en la vegetación como respuesta al gradiente altotérmico.

A través de la correlación entre NDVI y temperatura se generó una ecuación ajustada que permitió modelar la dinámica de la vegetación bajo los escenarios IE-EE del IPCC, donde se muestran cuales serán las posibles respuestas de las unidades de vegetación al calentamiento.

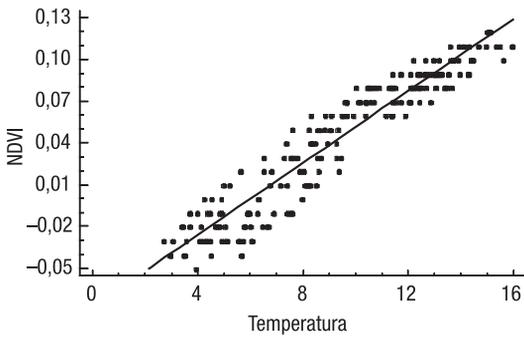


Figura 11. Correlación entre NDVI y Temperatura media anual (°C).

to global, pudiendo explorar y analizar la evolución espacial (¿donde ocurrirán?) y estructural de la vegetación a lo largo del tiempo, sin alterar la heterogeneidad natural y el patrón irregular de distribución espacial que caracteriza el área.

Sobre el «Timberline» actual

El límite de crecimiento arbóreo continuo ha sido relacionado con la posición de la isoterma media del aire entre 8-10°C para las regiones extratropicales y entre 3-6°C para las regiones tropicales (Grace *et al.*, 2002).

En la Figura 12, se observa como el bosque preparamero y la selva nublada se distribuyen sobre el gradiente altotérmico, ajustándose con más precisión a la curva de nivel de los 3340 msnm, donde existe una temperatura media anual de 8.59°C. Se ubicaron pequeñas áreas menos frecuentes donde las formas de vida arbórea ascienden de manera continua hasta los 3800 msnm donde la temperatura media anual es de 5.78°C, pudiendo estar asociadas estas áreas probablemente a composiciones florísticas diferentes, donde ciertas especies arbóreas pioneras pudieran estar colonizando y evolucionando con más eficiencia que otras.

En este sentido (Santaella, 2007) determinó en un estudio espacial comparativo entre 1952 y 1998 la existencia de zonas donde el bosque preparamero en el año 1952 alcanzaba una altitud de 3280 msnm y en el año 1998 fue identificado a los 3480 msnm, éste autor atribuye los cambios a una probable respuesta de la vegetación al calentamiento global, concertando

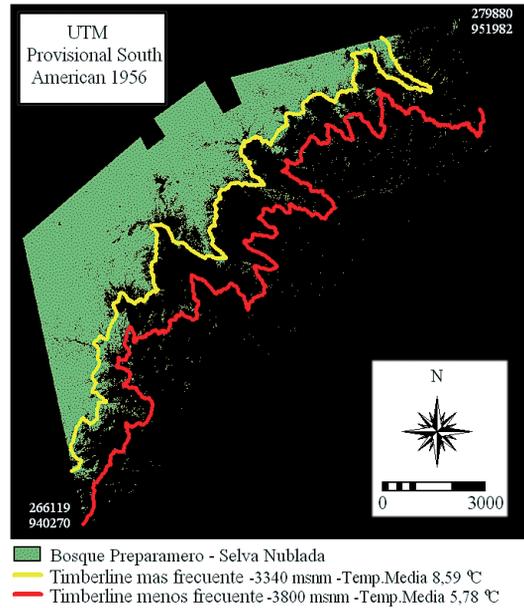


Figura 12. Modelo de distribución continua de las formas de vida arbórea «Timberline» con respecto a las temperaturas medias anuales 8,59 y 5,78°C. 8,59°C (línea superior en la figura) y 5,78°C (línea inferior en la figura).

con (Sanz-Elorza *et al.*, 2003; Klanderud *et al.*, 2003; Penuelas *et al.*, 2003; Walter, 2002, 2003; Grace *et al.*, 2002; Corlett, 1992; Pauli *et al.*, 2001; Keller *et al.*, 2000; Hofer, 1992; Grabherr *et al.*, 1994, 1995, 2001).

En un trabajo realizado recientemente por (Ramirez *et al.*, 2009) entre los estos rangos altitudinales dentro de la misma área de estudio, observaron que efectivamente existe un establecimiento de plantas leñosas pioneras como *Diplostephium venezuelense*, *Cybianthus marginatus* Y *Hesperomeles ferruginea* formando islas o parches de vegetación, resultados parecidos obtuvo (Yáñez, 1998) localizando *D. venezuelense* a los 3600 msnm.

Modelos de distribución espacial de la vegetación bajo escenarios de cambio climático

Situación constante

Se observa en la Tabla 6 y las Figuras 13 y 14, los posibles cambios que ocurrirán en la vegetación bajo una situación de emisiones de

Tabla 6. Superficies (ha) de las unidades de vegetación bajo la situación constante ($0,6^{\circ}\text{C}/100$ años) para las décadas (2019-2029)-(2039-2049)-(2089-2099)-(2129-2139)-(2189-2199), el año 2009 representa la situación actual

Años	Pa	Ap	Bp	SN
2009	3966	2234	1042	2074
2019-2029	3249,76	2626,2	762,07	2678,52
2039-2049	3249,76	2626,2	762,07	2678,52
2089-2099	3249,76	2626,2	762,07	2678,52
2129-2139	2471,3	3100,73	628,42	3116,11
2189-2199	2471,3	3100,73	628,42	3116,11

SN (Selva Nublada), Bp (Bosque Preparamero), Ap (Arbustal Preparamero), Pa (Páramo).

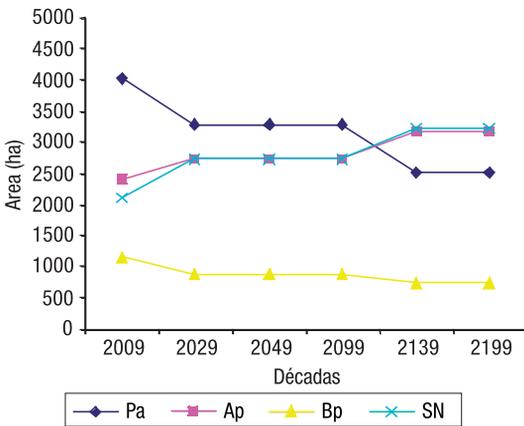


Figura 13. Dinámicas y tendencias de las unidades de vegetación bajo la situación constante ($0,6^{\circ}\text{C}/100$ años) para las décadas (2019-2029)-(2039-2049)-(2089-2099)-(2129-2139)-(2189-2199), el año 2009 representa la situación actual.

SN (Selva Nublada), Bp (Bosque Preparamero), Ap (Arbustal Preparamero), Pa (Páramo).

GEI constante a las del año 2000 (no es un escenario). Puede observarse como las tendencias del páramo son hacia la pérdida de superficie indicando que existirán procesos de colonización para las épocas provenientes. Igualmente se muestra como las superficies ocupadas por el arbustal preparamero y la selva nublada aumentarán en los próximos años, manteniéndose una serie de procesos evolutivos y de colonización en respuestas al calentamiento global. Los cambios se mostrarán estáticos a través del NDVI entre las décadas (2019-2029) y (2089-2099) reflejando una variación en la década (2129-2139). Esto no quiere decir que las dinámicas de las unidades de vegetación se detienen en este período, más bien que a través del estudio con el NDVI los cambios podrán ser detectados en las décadas (2019-2029 y 2129-

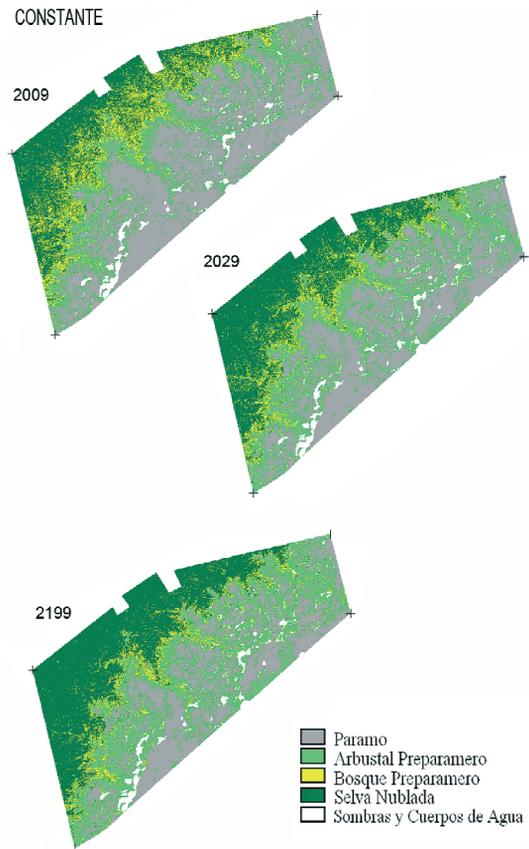


Figura 14. Modelos de distribución espacial de la vegetación bajo la situación constante ($0,6^{\circ}\text{C}/100$ años) para las décadas (2019-2029), (2189-2199), el año 2009 representa la situación actual.

2139), debido a ello fue necesario correr los modelos en diferentes épocas hasta detectar los puntos de quiebre o cambio.

Escenario B1

Se observa en la Tabla 7 y las Figuras 15 y 16, como el arbustal preparamero y la selva nu-

Tabla 7. Superficies (ha) de las unidades de vegetación bajo el escenario B1 (1,8 °C/100 años) para las décadas (2019-2029)-(2039-2049)-(2089-2099)-(2189-2199), el año 2009 representa la situación actual

Años	Pa	Ap	Bp	SN
2009	3966	2234,00	1042,00	2074,00
2029	3250	2626,20	762,07	2678,52
2049	3250	2626,20	762,07	2678,52
2099	1723	3525,37	627,89	3440,60
2199	487	3879,93	3880,64	4068,50

SN (selva nublada), Bp (bosque preparamero), Ap (arbustal preparamero), Pa (páramo).

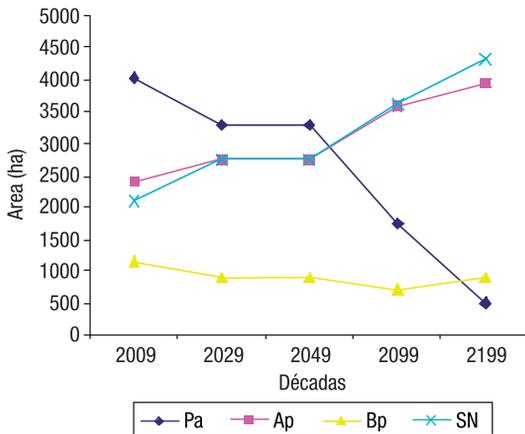


Figura 15. Dinámicas y tendencias de las unidades de vegetación bajo el escenario B1 (1,8 °C/100 años) para las décadas (2019-2029)-(2039-2049)-(2089-2099)-(2189-2199), el año 2009 representa la situación actual. SN (selva nublada), Bp (bosque preparamero), Ap (arbustal preparamero), Pa (páramo).

blada tienden al aumento de superficie, existiendo un rango entre las décadas 2019-2029 y 2039-2049 donde la vegetación no mostrará variaciones a través del NDVI. Por otra parte en el período 2009-2029 cada unidad muestra una determinada tendencia, esto probablemente se deba a que las emisiones considerables de CO₂ comenzaron a partir de la década del 50, época a partir del cual diferentes estudios evidencian un calentamiento progresivo de la superficie terrestre, es decir para el año 2009 ya existen una serie de cambios acumulados que se mostrarán a través del NDVI en la década 2019-2029. Así mismos puede observarse como la superficie del páramo tiende a disminuir, indicando claramente que existirán procesos de colonización, donde a medida que aumenta la superficie de la selva nublada y el arbustal preparamero disminuirá la superficie del páramo.

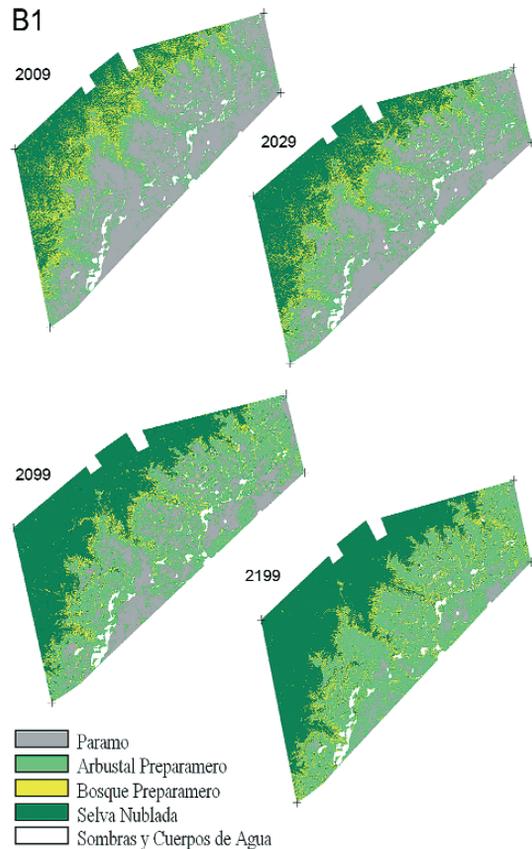


Figura 16. Modelos de distribución espacial de la vegetación bajo el escenario B1 (1,8 °C/100 años) para las décadas (2019-2029)-(2039-2049)-(2089-2099)-(2189-2199), el año 2009 representa la situación actual.

Análisis de tabulación cruzada entre el año 2009 y la década 2019-2029 bajo los diferentes escenarios IE-EE estudiados

Puede observarse en la matriz de confusión (Tabla 8) que para la década 2019-2029 los cambios serán reflejados de la misma forma

Tabla 8. La matriz de confusión muestra los cambios relativos espaciales y fisionómicos que ocurrirán en la vegetación por efectos del calentamiento global entre el año 2009 y la década 2019-2029 bajo la situación constante y los escenarios, B1, A1T, A1B, A2

		2009				Area total relativa 2019-2029
		Pa	Ap	Bp	SN	
2019-2019	Pa	81,95				34,88
	Ap	18,05	85,48			28,19
	Bp		14,52	42		8,18
	SN			58	100	28,75
Area total relativa 2019-2029		42,57	24	11	22,26	100 %

SN (Selva Nublada), Bp (Bosque Preparamero), Ap (Arbustal Preparamero), Pa (Páramo).

bajo la situación constante y los escenarios; B1, A1T, A1B, A2. Algunos de estos escenarios no eran motivo de análisis en el presente artículo, pero se consideró importante colocarlos ya que en los próximos 18 años bajo cualquiera de los escenarios excepto el A1F1 los cambios serán reflejados con igual magnitud a través del NDVI. Bajo éstos escenarios en la década 2019-2029, 18.95% de la superficie del páramo habrán sido colonizados por el arbustal preparamero, 14.52% del arbustal preparamero se desarrollarán hasta alcanzar el estadio sucesional de bosque preparamero y 50 % de éste último habrán evolucionado hacia selva nublada. La distribución espacial de los cambios puede ser apreciada en la Figura 17.

Análisis de tabulación cruzada entre el año 2009 y la década 2089-2099 bajo los escenarios B1 y A1T del IE-EE

En la Tabla 9 y en la Figura 18, se observan los cambios fisionómicos y procesos de colo-

Constante, B1, A1T, A1B, A2.

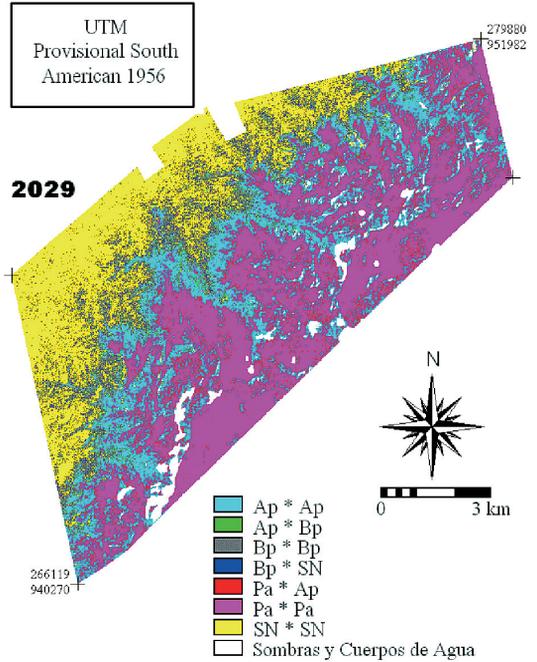


Figura 17. Modelo de distribución espacial de los cambios (tabulación cruzada) fisionómicos y procesos de colonización entre el año 2009 y la década 2019-2029 bajo la situación constante y los escenarios B1, A1T, A1B, A2.

SN (Selva Nublada), Bp (Bosque Preparamero), Ap (Arbustal Preparamero), Pa (Páramo). *(Permanencia o cambio hacia otra unidad de vegetación).

nización que ocurrirán entre el año 2009 y la década 2089-2099 bajo los escenarios B1 y A1T. Para esa época 56.56% de la superficie del páramo habrán sido colonizadas por el arbustal preparamero, 28.10% de éste último se desarrollarán hacia bosque preparamero y 14.52% hacia selva nublada, el 100% del bosque preparamero habrá alcanzado el estadio sucesional clímax de selva nublada. El escenario A1T no es motivo de análisis en el presente artículo, pero se consideró importante colocarlo debido a que los cambios a través del NDVI serán reflejados para dicha década con la misma magnitud que el escenario B1.

Los diferentes modelos estudiados reflejan los cambios que posiblemente ocurrirán en el futuro y coinciden con los cambios observados en el pasado en diferentes investigaciones tanto dentro del área de estudio (Santaella, 2007) como en otras regiones (Sanz-Elorza *et al.*, 2003; Klanderud *et al.*, 2003; Penuelas *et al.*,

Tabla 9. La matriz de confusión muestra los cambios relativos espaciales y fisionómicos que ocurrirán en la vegetación entre el año 2009 y la década 2089-2099 bajo los escenarios B1 y A1T

B1-A1T		2009				Area total relativa 2089-2099
		Pa	Ap	Bp	SN	
2089-2099	Ap	43,44				18,49
	Ap	56,56	57,38			37,84
	Bp		28,10			6,74
	SN		14,52	100,00	100,00	36,93
Area total relativa 1999-2009		42,57	24	11	22,26	100%

SN (Selva Nublada), Bp (Bosque Preparamero), Ap (Arbustal Preparamero), Pa (Páramo).

2003; Walther 2002, 2003; Keller *et al.*, 2000; Grace *et al.*, 2002; Corlett 2002; Pauli *et al.*, 2001; Hofer, 1992, Grabherr *et al.*, 1994, 1995, 2001). En este sentido (Santaella, 2007) determinó en un estudio espacial comparativo entre 1952 y 1998 la existencia de áreas donde el arbustal preparamero y el bosque preparamero se están desarrollando sucesionalmente a estadios más avanzados, por ejemplo formas de vida arbustiva que cambiaron hacia arbórea, dichas dinámicas también han sido observadas por (Lavoie *et al.*, 1992; Hessl *et al.*, 1997), se trata de distintas formas de crecimiento (arbustivos y arbóreos) dentro de las misma especies o especies diferentes como lo descrito por (Noble, 1980) que en este caso responden al gradiente térmico. Estas especies a su vez serán las que dominarán la respuesta espectral de las unidades de vegetación.

A través del análisis espacial se determinó que bajo los escenarios estudiados el páramo será colonizado por el arbustal preparamero en diferentes proporciones, y posteriormente ésta unidad se desarrollará hacia estadios más avanzados dependiendo de la magnitud del aumento de la temperatura. Es interesante destacar que bajo la situación constante la cual refleja un mantenimiento de las emisiones de

Escenarios A1T - B1

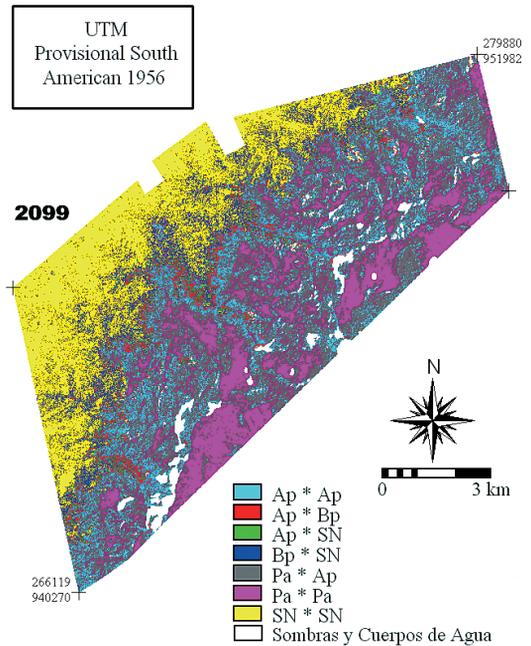


Figura 18. Modelo de distribución espacial de los cambios (tabulación cruzada) fisionómicos y procesos de colonización que ocurrirán entre el año 2009 y la década 2089-2099 bajo los escenarios B1 y A1T. SN (Selva Nublada), Bp (Bosque Preparamero), Ap (Arbustal Preparamero), Pa (Páramo). *(Permanencia o cambio hacia otra unidad de vegetación).

GEI igual a las del años 2000, ya se predicen importantes cambios, tanto espaciales como en las formas de vida, tendiendo el páramo hacia la **extinción** como unidad ecológica. Probablemente las especies que predominarán en las áreas bajo procesos de colonización serán las mismas pioneras identificadas por (Ramirez *et al.*, 2009; Yáñez, 1998) en los parches o islas de vegetación.

Conclusiones

A través del NDVI se pudo modelar las complejas variaciones y mezclas de diferentes formas de vida de la zona transicional «*Timberline*» Selva Nublada - Páramo, donde se producen cambios en la estructura de la vegetación a medida que se asciende en el gradiente altotérmico como respuesta a las variaciones térmicas. Esto demuestra que la vegetación arbórea cambia su estructura y se distribuye es-

pacialmente en dependencia de la temperatura, observando que aquellas áreas donde existen «*lenguas de temperatura*» es por donde el arbustal preparamero y el bosque preparamero ascienden de manera continua y en las partes más cercanas al borde superior del arbustal preparamero están formando islas o parches de vegetación.

Los diferentes escenarios muestran como el límite de crecimiento arbóreo continuo «*Timberline*» cambiará en el tiempo y el espacio, ubicándose a mayores altitudes incluso bajo la situación de emisiones de GEI constante a las del año 2000. Bajo los diferentes escenarios IE-EE estudiados las tendencias son hacia **la extinción del páramo**, la cual será colonizada por diferentes unidades de vegetación, siendo en las primeras décadas por el arbustal preparamero, la cual posteriormente se desarrollará hacia bosque preparamero y selva nublada.

Agradecimientos

Este proyecto fue financiado por el Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación FONACIT-Venezuela, a través de la Agencia Bolivariana de Actividades Espaciales ABAE-Venezuela, adscritos al Ministerio del Poder Popular para la Ciencia, Tecnología e Innovación.

Se agradece al Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais INPE-Brasil y al Centro Regional en Ciencia y Tecnología Espacial para América Latina y el Caribe, CRECTEAL, por todo el apoyo brindado y el conocimiento adquirido.

De igual forma al Laboratorio de Procesamiento Avanzado de Imágenes Satelitales, LPAIS, de la Fundación Instituto de Ingeniería de Venezuela por facilitar de forma gratuita la imagen SPOT 5.

Referencias

- ANDRESSEN, R., ROBOK, A., & ACEVEDO, M. 1996. Escenarios de cambio climático por efecto invernadero y deforestación para Venezuela. *Revista Geográfica Venezolana* 37 (2): 221-250.
- ATAROFF, M. & SARMIENTO, L. 2003. *Diversidad en Los Andes de Venezuela*. I mapa de unidades ecológicas del Estado Mérida. CD-ROM, Univ. Los Andes, Mérida, Venezuela.
- AUSTIN, M., & SMITH, T. 1989. A new model for the continuum concept. *Vegetation* 83: 35-47.
- AZÓCAR, A., & RADA, F. 1993. *Ecofisiología de Plantas de la Alta Montaña Andina*. Universidad de Los Andes, Mérida. Venezuela.
- BARET, F., GUYOT, G., & MAJOR, D. 1989. Crop biomass evaluation using radiometric measurements. *Photogrammetria* 43: 241-256.
- BARUCH, Z. 1984. Ordination and classification of vegetation along an altitudinal gradient in the Venezuelan páramos. *Vegetation* 55: 115-126.
- CABRERA, H. 1996. Temperaturas bajas y límites altitudinales en ecosistemas de plantas superiores: Respuestas de las especies al frío en montañas tropicales y subtropicales. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 309-320.
- CAMARERO, J., GUTIÉRREZ, E., & FORTÍN, M. 2000. Spatial pattern of subalpine forest-alpine grassland ecotones in the Spanish Central Pyrenees. *Forest Ecology and Management* 134: 1-16.
- CORLETT, R. 1992. The impact of cold and frost on terrestrial vegetation in Hong Kong. *Memoirs of the Hong Kong Natural History Society* 19: 133-135.
- CURRAN, P. 1983. Multispectral remote sensing for the estimation of green leaf area index. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A* 309:257-270. En: Beverly, E y Waring, R. 1994. Remote sensing of leaf area index and radiation intercepted by understory vegetation. *Ecological Applications* 4(2): 272-279.
- GERBERMAN, A., CUELLAR, J., & GAUSMAN, H. 1984. Relationship of sorghum canopy variables to reflected infrared radiation for 2 wavelengths and 2 wavebands. En: La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17 (3): 4-22. Septiembre. 2008.
- GITAY, H., SUÁREZ, A., WATSON, T., & DOKKEN, D. 2002. Cambio climático y biodiversidad. Documento técnico. IPCC.
- GONG, D., & SHI, P. 2003. Northern hemispheric NDVI variations associated with large-scale climate indices in spring. *Int. J. Remote Sensing*. 24, 2559-2566.
- GORTE, B., & KOOLHOVEN, W. 1990. Interpolation between isolines based on the Borgfors distance transform. *ITC Journal* 1990-3: 245-247. ITC, Enschede.
- GORTE, B. 1998. Probabilistic segmentation of remotely sensed images. ITC publication v 63. ITC, Enschede. 143 p.
- GRABHERR, G., GOTTFRIED M., & PAULI, H. 2001. *Long-term monitoring of mountain peaks in the Alps. Biomonitoring: General and Applied Aspects on Regional and Global*. Springer, Berlin.
- GRABHERR, G., GOTTFRIED, M., & PAULI, H. 1994. Climate effects on mountain plants. *Nature* 369: 448.

- GRABHERR, G., GOTTFRIED, M., GRUBER, A., & PAULI, H. 1995. Patterns and current changes in alpine plant diversity. *Arctic and Alpine Biodiversity* (eds. FS Chapin III & C Körner), *Ecological Studies* 113: 169-181. Springer, Berlin.
- GRACE, J., BERNINGE, F., & NAGY, L. 2002. Impacts of Climate Change on the Tree Line. *Annals of Botany* 90: 537-544.
- GRACE, J. 1989. Tree lines. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. London, B. 324: 233-245.
- GRAF, K. 1994. Vegetación y clima de los Andes Bolivianos durante la última época glacial. *Ecología en Bolivia* 23: 1-19.
- HANSEN, A & DI CASTRI, F. 1998. *Ecotonos: what and why?* En: di castri, F. *A New Look at Ecotonos*. International Union of Biological Sciences. USA.
- HANSEN, A., & DI CASTRI, F. 1992. *Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York, 395 p.
- HARTE, J., & SHAW, M. 1995. Shifting dominance within a montane vegetation community: Results from a climate warming experiment. *Science* 267: 876-880.
- HESSL, A., & BAKER, W. 1997. Spruce-fir growth form changes in the forest-tundra ecotone of Rocky Mountain National Park, Colorado, USA. *Ecography* 20: 356-367.
- HOFER, H. 1992. Veränderungen in der Vegetation von 14 Gipfeln des Berninagebietes zwischen 1905 und 1985. *Berichte des Geobotanischen Instituts ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 58: 39-54.
- HOLTMEIER, F., & BROLL, G. 2007. Treeline advance - driving processes and adverse factors. *Landscape Online* 1: 1-33.
- IPCC. 2007. *Cambio climático: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Equipo de redacción principal: Pachauri, R & Reisinger, A. (directores de la publicación). Ginebra, Suiza. 104 p.
- IPCC. 2000. *Escenarios de Emisiones Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Informe Especial del Grupo de Trabajo III del IPCC.
- KELLER F., KIENAST F., & BENISTON M. 2000. Evidence of response of vegetation to environmental change on high elevation sites in the Swiss Alps. *Regional Environmental Change* 1: 70-77.
- KLANDERUD, K & BIRKS, H. 2003. Recent increases in species richness and shifts in altitudinal distributions of Norwegian mountain plants. *The Holocene* 13: 1-6.
- KREBS, J. 1985. *Ecología, estudio de la distribución a la abundancia*. Harla, S.A. México, D.F. 753 p.
- LAVOIE C., & PAYETTE S. 1992. Black spruce growth forms as a record of a changing winter environment at tree line, Québec, Canada. *Arctic and Alpine Research* 24: 40-49.
- MONASTERIO, M. & VUILLEUMIER, F. 1986. *Introduction: high tropical mountain biota of the world*. En: Vuilleumier, F. & Monasterio, M (Eds.). *High Tropical Biogeography*. Oxford University. New York, USA.
- MONASTERIO, M., & REYES., S. 1980. *Diversidad ambiental y variación de la vegetación en los Páramos de los Andes Venezolanos*. En: Monasterio, M. (Ed.). *Estudios Ecológicos en los Páramos Andinos*. Universidad de Los Andes. Mérida, Venezuela.
- MONASTERIO, M. 1980. *Poblamiento humano y uso de la tierra en los altos Andes de Venezuela*. En: MONASTERIO, M. (Ed.). *Estudios ecológicos de los paramos andinos*. 170-198. Edición de la Universidad de los andes. Mérida-Venezuela.
- MOORE, P., CHALONER, B., & PHILIP, S. 1996. *Global environmental change*. Blackwell Science. Australia. En: Hernandez, L. 2006. Posibles efectos del cambio climático sobre la distribución de seis especies vegetales en el Páramo de Merida. Universidad de los Andes. Mérida, Venezuela.
- MYNENI, R. 1995. The interpretation of spectral vegetation indexes. *IEEE Trans. Geosci. Rem. Sens.* 33: 481-486.
- NETER, J., & WASSERMAN, W. 2004. *Applied linear statistical models*. Georgetown: Irving-Dorsey Ltd. 842 p. En: Almeida, C. 2004. *Modelagem da dinâmica espacial como uma ferramenta auxiliar ao planejamento: simulação de mudanças de uso da terra em áreas urbanas para as cidades de Bauru e Piracicaba (sp), Brasil*. *Tesis de doctorado*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. INPE.
- PARUELO, J., EPSTEIN, H., LAUENROTH, W., & BURKE, I. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the US. *Ecology* 78:953-958.
- PAULI, H., GOTTFRIED, M., & GRABHERR G. 2001. *High summits of the Alps in a changing climate. 'Fingerprints' of Climate Change - Adapted Behaviour and Shifting Species Ranges* (eds. G-R Walther, CA Burga & PJ Edwards), Kluwer Academic, Plenum Publishers, New York. 139-149.
- PEÑUELAS, J., & BOADA, M. 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9: 131-140.
- PETTORELLI, N., VIK, J., MYSTERUD, A., GAILLARD, J., TUCKER, C., STENSETH, N. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 503-510.

- PONZONI, F., & SHIMABUKURO, Y. 2009. *Sensoriamento remoto no estudo da vegetação*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. INPE. Par ntese editora.
- PRETINCE, I., CRAMER, W., HARRISON, S., LEMANS, R., MONSERUD, R., & SOLOMON, A. 1992. A global bioma model based on plant physiology and dominance. Soil Properties and climate. *Journal of Biogeography* 19: 117-134.
- RAMIREZ, L., LAMB , L., SCHWARZKOPF, T., GAMEZ, L., & MÁRQUEZ, N. 2009. Estructura de la vegetación en la zona de transición Bosque-Paramo en la Sierra Nevada de Mérida: Implicaciones para analizar la dinámica del límite forestal. *Ecotropicos* 022 (2): 83-98.
- RIPPLE, W. 1985. Asymptotic reflectance characteristics of grass vegetation. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. En: La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17 (3): 4-22. Septiembre. 2008.
- RISSER, P. 1995. The status of the science examining ecotones. *Bioscience* 45: 318-325.
- ROHL, E. 1951. Sobre el gradiente térmico vertical de Venezuela. *Boletín de la Academia de Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales* 14(44): 3-60.
- ROUSE, J. W., HASS, R. H., SCHELL, J. A., & DERLING, D. W. 1973. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. En: *Earth resources technology satellite-1 Symposium*, 3. Proceedings. Washington, v. 1, Sec. A: 309-317.
- RUNNING, S. 1990. Estimating primary productivity by combining remote sensing with ecosystem simulation. En: *Remote Sensing of Biosphere Functioning*. (Hobbs, R & Mooney, H., eds). 65-86, Springer-Verlag.
- SAKAY, A., & LARCHER, W. 1987. *Frost survival of plants: response and adaptation to freezing stress*. Springer-Verlag, Berlin, 321 p.
- SANTAELLA, W. 2007. Cambio del paisaje en la línea transicional páramo-selva nublada, sector La Aguada de la Vertiente Norte de la Sierra Nevada de Mérida- Venezuela. *VII Convención Internacional Sobre Medio Ambiente y Desarrollo - I Congreso Internacional sobre Cambio Climático*. La Habana, Cuba. (CD-ROM, ISBN: 978-959-304-003-7).
- SANZ-ELORZA, M., DANA, E., GONZALES A., & SOBRINO, E. 2003. Changes in the High mountain Vegetation of the Central Iberian Peninsula as a Probable Sing of Global Warming. *Annals of Botany* 92: 273-280.
- SARMIENTO, G. 1986. *Ecological features of climate in high tropical mountainins*. En: Vuilleumier, F & Monasterio, M. *High altitude tropical biogeography*: 11-45. Oxford University Press. Oxford.
- SARMIENTO, G. 1986. Principales Gradientes ecolim ticos de los andes Tropicales. *Simposio de Ecología de Tierras Altas. Anuales del VI Congreso Latinoamericano de Botánica*. Vol 1. Colombia.
- SCHUBERT, C., & VIVAS, L. 1993. *El cuaternario de la Cordillera de Merida*. Universidad de los Andes. Fundación Polar. Mérida, Venezuela.
- SELLERS, P. 1985. Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration. *International Journal of Remote Sensing*. En: La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17 (3): 4-22. Septiembre. 2008.
- SLATYER, R., & NOBLE, I. 1992. *Dynamics of Montane Treelines*. En: Hansen, A & di Castri, F (Eds.). *Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Springer - Verlag. New York, USA.
- TUCKER, C. 1977. Resolution of grass canopy biomass classes. *Photogrammetric Engineering and Remote* 43: 1059-1067.
- VEILLON, J. 1974. Relaciones entre los Bosques Naturales y el Clima en diferentes zonas ecológicas del Noroccidente de Venezuela. Informe del CDCH. Universidad de Los Andes. Mérida, Venezuela.
- WALTHER, G., BEIBNER, S., & POTT, R. 2005. Climate change and high mountain vegetation shifts. En: BROLL, G & KEPLIN, B. (Eds.). *Mountain ecosystems. Studies in Treeline. Ecology*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 77-95. 232 p.
- WALTHER, G., POST, E., CONVEY, P., MENZEL, A., PARMESAN, C., BEEBEE, T., FROMENTIN, J., HOEGH-GULDBERG, O., & BAIRLEIN, F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.
- WALTHER, G. 2003. Plants in a warmer world perspective. *Plant Ecol. Evol. Syst.* 6: 169-185.
- WANG, J. 2003. Temporal responses of NDVI to precipitation and temperature in the central Great Plains, USA. *Int. J. Remote Sensing*. 24: 2345-2364.
- WIESER, G., & TAUSZ, M. 2007. Trees at their Upper Limit: Treeline limitation at the alpine timberline. *Plant Ecophysiology* 5. Springer, 232 p.
- Y NEZ, A. 1998. Caracterización flor stica en un sector de cambio Páramo - Selva Nublada en el Parque Nacional Sierra Nevada, Venezuela. *Rev. Forest. Venez.* 42(1): 51-62.
- ZHAO, N., YANG, Y., & ZHOU, X. 2010. Application of geographically weighted regression in estimating the effect of climate and site conditions on vegetation distribution in Haihe Catchment, China. *Plant Ecology*. 209: 349-359.

Caso práctico

Simple models to estimate soybean and corn percent ground cover with vegetation indices from MODIS

M. Bocco¹, G. Ovando¹, S. Sayago¹ and E. Willington¹

¹ Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba.

CC 509, 5000. Córdoba, Argentina

Abstract

Remote sensing images are a good source of crop and soil information, which can be used to derive agronomic information for field management and yield prediction. Soybean (*Glycine max* (L.) Merrill) and corn (*Zea mays* L.) are the most important crops in Argentina taking into account the economic yield obtained by farmers and the sown area. In this work, simple mathematical models (linear, second order polynomial and exponential), with different vegetation indices (VI) derived of Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) images as inputs, were evaluated. The models were applied to estimate soybean and corn percent ground cover (fCover) over the growing season. The VI employed were the normalized difference vegetation index (NDVI), soil adjusted vegetation index (SAVI), a modified SAVI (MSAVI), simple ratio (SR) and perpendicular vegetation index (PVI). The performances of the models (linear, polynomial and exponential) were very good and their results were equivalent. Although all models could successfully estimate fCover, results showed that, excepted with SR input, a linear model can predict ground coverage with R^2 values greater than 0.86, when both crops are considered. When models are applied to soybean and corn separately, linear model with SAVI index has the best performance.

Key words: mathematical models, crops, remote sensing, vegetation index, MODIS.

Resumen

Modelos simples para la estimación de la cobertura de soja y maíz con índices de vegetación de MODIS

Las imágenes provenientes de sensores remotos constituyen una importante fuente de información sobre cultivos y suelos, la cual puede utilizarse para obtener parámetros agronómicos para el manejo del suelo y predicción de rendimientos. Los cultivos de soja (*Glycine max* (L.) Merrill) y maíz (*Zea mays* L.) son los más importantes en Argentina, teniendo en cuenta el área sembrada y los réditos económicos obtenidos por los productores. En este trabajo se evaluaron modelos matemáticos simples (lineales, polinomiales de segundo grado y exponenciales), a partir de diferentes índices de vegetación (VI) derivados del sensor Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) tomados como datos de entrada. Los modelos se aplicaron para evaluar el porcentaje de cobertura (fCover) de soja y maíz durante toda la etapa de desarrollo de los cultivos. Los VI empleados fueron el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), el índice de vegetación ajustado por el suelo (SAVI), una modificación de éste (MSAVI), el cociente simple (SR) y el índice de vegetación perpendicular (PVI). El comportamiento de los modelos (lineales, polinomiales y exponenciales) fue muy bueno y sus resultados fueron equivalentes. Si bien todos los modelos estimaron adecuadamente fCover, los resultados mostraron que, excepto con SR, un modelo lineal puede predecir porcentaje de cobertura con valores de R^2 mayores que 0,86 cuando ambos cultivos son considerados. Cuando los modelos fueron aplicados en forma separada a soja y maíz, el modelo lineal con SAVI tuvo el mejor comportamiento.

Palabras clave: modelos matemáticos, cultivos, teledetección, índice de vegetación, MODIS.

* Autor para la correspondencia: mbocco@gmail.com

Recibido: 15-02-13; Aceptado: 20-03-13.

Introduction

Monitoring crop condition at different stages of crop growth is as important as knowing the exact production after harvest time. Identify crop condition as early as possible has great influence on the crop management, price, circulation and storage. Crop growth estimates based on field reports are often expensive and cannot provide real-time, spatially explicit estimates or forecasting of crop condition (Lobell *et al.*, 2003).

In particular, remote sensing applications for monitoring crop condition at regional scale have been studied extensively during the past several decades (Bocco *et al.*, 2007). Rajan and Maas (2009) showed that remote sensing images are effective in displaying the spatial variation in crop within agricultural fields. Satellite data provide a spatially and periodic, comprehensive view of actual crops state (Numata *et al.*, 2007; Bocco *et al.*, 2012).

With the launch and continuous availability of multi-spectral sensors (visible, near-infrared) onboard of satellites for earth observation, remote sensing data has become an important tool for surveying. The spatial resolution (250 m) and temporal (daily) coverage of Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) data offers potential for retrieval of crop biophysical parameters and improved accuracy in crop yield assessment (Doraiswamy *et al.*, 2004).

Daily images in a continuous time series do not always precisely describe the condition of vegetation during the growing season, since contamination by clouds decreases the vegetation index quality. Consequently, the solution is to retain a high temporal resolution uncovering and removing cloudy pixels from daily images, thus creating composite images of 10 to 15 days only with data taken during the smallest cloud contamination days (Báez-González *et al.*, 2002).

Vegetation indices (VI) show the abundance and vigorousness of green plants and are among the oldest tools in remote sensing studies (Glenn *et al.*, 2008). Crop biophysical parameters are usually inferred from satellite image data through the calculation of VI, which are derived from several wavelength bands by

using linear and nonlinear algorithms. These relationships between VI and crop parameters, as leaf area index (LAI), ground cover, chlorophyll content, above-ground green biomass and absorbed photosynthetically active radiation, are empirical (Liu *et al.*, 2006).

One of the earliest VI developed to identify the vegetation state in an image is the simple ratio vegetation index, created by dividing near infrared (NIR) by red (Red) reflectances. The basis of this relationship is the strong absorption (low reflectance) of red light by chlorophyll and low absorption (high reflectance and transmittance) in the NIR by green leaves. Dense green vegetation produces a high ratio while soil has a low value, thus yielding a contrast between the two surfaces (Shanahan *et al.*, 2001).

Gitelson *et al.* (2002) showed, for wheat (*Triticum aestivum* L.), that when percent cover increased from 0 to 50%, the reflectance in the red range decreased steeply, while the NIR increased. When ground cover exceeded 50%, the rate of change in both reflectances decreased, becoming invariant for cover values between 60% and 100%. These reports for wheat canopy are consistent with Kanemasu (1974) who reported a decrease of the NIR reflectances for soybean (*Glycine max* (L.) Merrill), wheat and sorghum (*Sorghum sp.*) in the midseason.

Actually, VI developed can be assigned into two broad categories; the ratio indices and orthogonal indices (Huete *et al.*, 1985). The near infrared to red ratio (SR), normalized difference vegetation index (NDVI), and the transformed difference vegetation index (TDVI) are the most common of the ratio transformations used for estimate vegetation status. The orthogonal transformation two-dimensional perpendicular vegetation index (PVI) was presented for Richardson and Wiegand (1977).

Mauget and Upchurch (2000), evaluated vegetation indices based on their ability to respond linearly to ground cover and LAI of cotton. Percent ground cover measurements were obtained from high resolution photographs through a maximum likelihood classifier algorithm that identified regions of shaded and un-shaded vegetation and bare soil. Cyr *et al.* (1995) studied the relation between

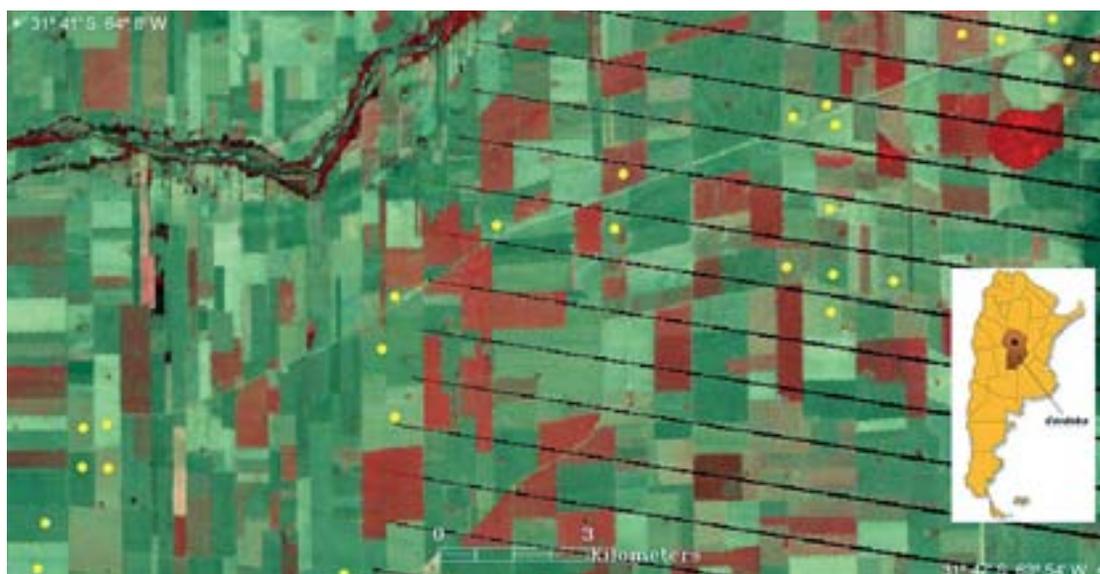


Figure 1: Study area in Córdoba, Argentina (LANDSAT Image). Dot marks indicate the studied plots. Figure adapted from Bocco *et al.* (2012)

ground cover and different vegetation indices for soybean, corn (*Zea mays* L.), barley (*Hordeum vulgare*) and pastures, by photographic and radiometric measurements throughout the growing season.

Soybean is the most important crop in Argentina taking into account the economic yield obtained by farmers and the approximate sown area (18,886,600 ha in 2010-2011), followed by corn, with 4,559,800 ha. In particular, the province of Córdoba is the second producer of soybean and corn in Argentina with approximately 5,054,400 ha and 1,143,000 ha in 2010-2011, respectively (MAGyP, 2012).

The objective of this work was to prove that simple mathematical models, from different vegetation indices derived of MODIS images as inputs, allow estimating soybean and corn percent ground cover over the growing season. The application was carried out in Córdoba (Argentina).

Material and methods

Study site

The study area is located in the central plains of Córdoba province, Argentina (Figure 1), in the sub-region known as “Pampa Alta” (32° S;

64° W) which presents a slightly undulating relief of hills developed on loessic material, with silt loam texture with a slight slope to the east; soils in this area are classified as entic and typical Haplustol. The average annual rainfall is approximately 800 mm, concentrated in summer (INTA, 2006). The climate in the study area is classified as dry sub-humid (Mather, 1965).

In the agricultural area predominate two summer crops (soybean and corn) due to the annually rainfall distribution, which are concentrated around October-March, and, in smaller degree, winter cereals (principally wheat).

Ground data

Field data (179) were acquired continuously throughout the growing season in 33 cultivated plots, 7 of which were sown with corn and the remaining 26 with soybean. The number of each crop plots was selected taking account that, for this study area, the relation between cultivated area of corn and soybean was 26%. All plots should have an area larger than 50 ha to adjust to the resolution of the MODIS sensor.

In this region, agricultural production is mainly rainfed. Soybean is sown by direct seeding with maturity groups 3 and 4 of transgenic varieties resistant to glyphosate, with spacing between rows of 35 cm, without

fertilizer application (Piatti and Ferreyra, 2009); on the other hand, corn, is sown late October to early November. This crop is also sown by direct seeding with a distance between rows of 53 cm with an average plant density of 76,000 per hectare (Piatti and Ferreyra, 2008).

In this study area, soybean and corn show a uniform distribution so, only three vertical digital photographs from 1.5 m high in each plot were used to estimate percentage of ground coverage (fCover). These digital photographs were classified into two classes: green vegetation and soil, using the maximum likelihood methodology.

Satellite data

Eleven images from AQUA satellite were used for the period, which corresponded to the time of field data acquisition; these came from the MODIS-MYD13Q1/Aqua 16-Day integrated L3 Global 250 m SIN Grid, Tile h12v12 and were obtained by the Land Processes Distributed Active Archive Center (LPDAAC)-US Geological Survey (USGS) for Earth Resources Observation and Science (EROS) Data Center.

In order to evaluate the information content in reflectance spectra and devise a technique for remote estimation of vegetation fraction, we used MODIS red reflectance (Red, 620-670 nm) and near infrared reflectance (NIR, 841-876 nm), for the central pixels in each one of the 33 plots as input.

Models

Three simple mathematical models were evaluated: linear, second order polynomial and exponential, which general formulas are as follows:

I. linear:

$$fCover(VI) = a + bVI$$

II. second order polynomial:

$$fCover(VI) = a + bVI + cVI^2$$

III. exponential:

$$fCover(VI) = a + b \exp(cVI)$$

where a , b and c are the coefficients of each model and the input variables used are the

vegetation indices: NDVI, SR, SAVI, MSAVI and PVI.

From the combination of the three main simple model types with the five selected VI's, fifteen models are determined.

Vegetation indices

The NDVI is an indicator of vegetation cover density and plant growth condition; it has been widely employed to measure canopy attributes (D'Urso *et al.*, 2010):

$$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red}$$

Several studies have found that NDVI saturates if the crop density or LAI is high (Srinivas *et al.*, 2004). Also, this index can be unstable, varying with soil, sun-view geometry, atmospheric conditions, and the presence of dead material, as well as with changes within the canopy itself. For this, many researchers tried correcting the index for soil and atmospheric sources of variance (Huete and Liu, 1994).

Other vegetation indices were developed to reduce or eliminate soil influence on solar reflectance values, such as Simple Ratio (SR) and Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI), this last includes a constant to minimize the effect of soil background reflectance variation in the index (Zhang *et al.*, 2009):

$$SR = \frac{NIR}{Red}$$

$$SAVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red + L}(1 + L)$$

where L is a constant empirically determined (typically around 0.5, for intermediate vegetation cover ranges).

In particular, a modified SAVI, the MSAVI index, which uses an iterative, continuous function to optimize soil-adjustment and increases the dynamic range of the SAVI was introduced by Qi *et al.* (1994). This index is less sensitive to these external influences (Rondeaux *et al.*, 1996):

$$MSAVI = \frac{2NIR + 1 - \sqrt{(2NIR + 1)^2 - 8(NIR - Red)}}{2}$$

Table 1: Coefficients for all models that estimate percent ground cover with different vegetation indices (VI) and their statistical R² values. (*) indicates that the coefficient is not statistically significant (p < 0.05)

Model	VI	Coefficients			R ²
		<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	
Linear	NDVI	-33.348	131.439		0.88
Second order polynomial		-12.692	36.921*	87.477	0.88
Exponential		-70.6959	53.1947	1.2379	0.88
Linear	SR	5.908	5.225		0.68
Second order polynomial		-15.674	13.854	-0.412	0.85
Exponential		91.4525	-132.07	-0.2361	0.89
Linear	SAVI	-25.273	169.223		0.89
Second order polynomial		-33.132	219.350	-61.516	0.89
Exponential		297.632	-330.715	-0.669*	0.89
Linear	MSAVI	-16.731	146.620		0.88
Second order polynomial		-31.482	242.534	-110.83	0.89
Exponential		-1350.78*	1335.21*	0.10*	0.87
Linear	PVI	5.003	343.227		0.87
Second order polynomial		1.102*	520.264	-710.54	0.89
Exponential		138.365	-164.470	-3.909	0.90

To take into account the soil effect, Maas and Rajan (2008) used a 2D-scatterplot, produced by plotting the corresponding pixel values in the NIR and red spectral bands, to determinate a set of points along a straight line, called bare soil line, representing image pixels containing bare soil. The orthogonal distance from any point in the distribution to the bare soil line represents the perpendicular vegetation index (PVI):

$$PVI = \frac{NIR - a_1 \text{ Red} - a_0}{\sqrt{1 + a_1^2}}$$

where a_0 and a_1 are the intercept and slope, respectively, of the bare soil line.

The coefficient of determination (R²) and the root mean squared error (RMSE) between observed and estimated values of percentage of ground coverage were used for the models evaluation and validation.

Results and discussion

For all plots and samples, fCover ranged between 0-98%. In Table 1, the coefficients of determination (R²) values for linear, second order polynomial and exponential models, are shown. It can be observed that, in general, all

models have a good performance for all VI used.

Analyzing the results presented in Table 1 we can state that, due to their simplicity and the significance level of its coefficients, linear models are more appropriate for NDVI, SAVI, MSAVI and PVI. For SR index, although the R² value equal to 0.68 is good, the exponential model is better (R² = 0.89).

Glenn *et al.* (2008), using NDVI data obtained with a Dycam digital camera that records Red, Blue and NIR reflectances, found a linear regression with vegetation fraction for tree species (R² = 0.82). Liu *et al.* (2008) correlated various vegetation indices (including NDVI, SAVI, and MSAVI calculated with hyperspectral Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI) data) with measured crop fractions of corn, soybean, and wheat. They found that all these indices were highly correlated (R² = 0.90) with the field data. The coefficients of determination obtained in our study are similar to those reported by Glenn *et al.* (2008) and Liu *et al.* (2008) although the latter were obtained from higher spatial resolution sensors.

Radari *et al.* (2010) compared different VI using Landsat Multispectral Scanner (MSS), Landsat Thematic Mapper (TM) and Enhance

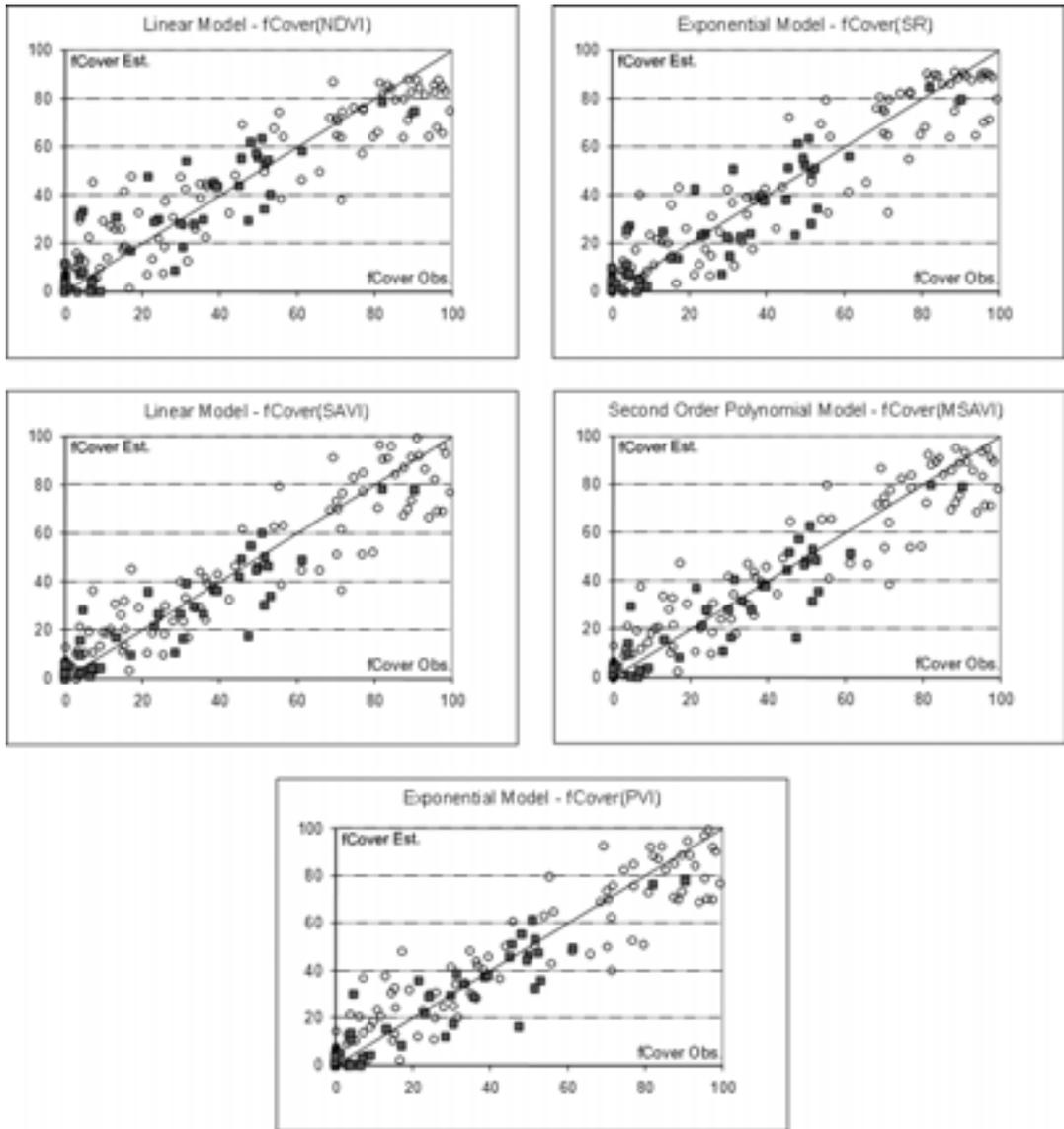


Figure 2: Percent ground cover estimated (fCover Est.) versus observed (fCover Obs.) for the best models of each vegetation index (NDVI-SR-SAVI-MSAVI-PVI) for soybean (○) and corn (■) crops.

ced Thematic Mapper Plus (ETM+) images to estimate cover of crown trees from linear regressions. Among different vegetation indices considered, SAVI had the highest value of determination coefficient ($R^2 = 0.78$). González-Dugo and Mateos (2008) also found a linear relationship between ground cover and SAVI obtained from satellite data for commercial fields of cotton and sugar beet crops. They stated that the determination of the relationship between fCover and the VI, when the crop has grown, is more sensitive to errors when NDVI is used than when SAVI is the

input. In this work, SAVI had the best performance for all models considered ($R^2 = 0.89$).

On the other hand, Vaesen *et al.* (2001) found, for fCover, a linear correlation with PVI and a nonlinear regression using NDVI ($R^2 = 0.63$ and $R^2 = 0.68$, respectively), for paddy rice with reflectance data acquired with a hand-held multi-spectral Cropscan radiometer.

Figure 2 shows the relationship between estimated and observed fCover for the best model of each vegetation index (NDVI-SR-SAVI-MSAVI-PVI) for soybean and corn.

Table 2: Models for estimating percent cover (fCover) in soybean and corn: R² values. Numbers between parentheses indicate the amount of samples considered.

Model	Linear	Polynomial (2 nd Order)	Linear	Exponential	Exponential
Vegetation Indices (input)	NDVI	MSAVI	SAVI	PVI	SR
Soybean (138)	0.89	0.91	0.90	0.90	0.90
Corn (41)	0.76	0.83	0.83	0.83	0.77

The errors between estimated and observed fCover were quantified using RMSE. For the linear model, RMSE values of 11.7% and 10.7% were found, when the input variables were NDVI and SAVI, respectively. The quadratic model, using MSAVI, presented a RMSE value equal to 10.3%; for the exponential model, considering PVI and SR as inputs, RMSE values of 10.6% and 11.0%, respectively, were obtained.

Zhang *et al.* (2011), when estimated fCover from digital photographs of various grassland components, in Canada, using a linear relationship with NDVI calculated from LANDSAT 5 TM, obtained R² of 0.55, with RMSE equal to 5.71%. Although the linear model using NDVI (with MODIS data) in our work presented a higher RMSE value, the coefficient of determination value in our model was also higher (R² = 0.88), despite the lower spatial satellite resolution used in our paper.

Jiménez-Muñoz *et al.* (2009) over different crops in an agricultural area in Spain obtained RMSE values between 13% and 19% when estimated fCover by means of a linear relationship with NDVI calculated from CHRIS/Proba.

Models were also applied in soybean and corn separately, the coefficients of determination obtained for the best models are shown in Table 2.

In soybean, the coefficient of determination remained similar to those obtained using both crops, perhaps due to the data from this crop represents 77% of total; however in corn, when we applied the linear model (with NDVI index), this had a lower value, suggesting that VI which consider the soil background estimate fCover more adequately for this specie. The SR index with an exponential model showed more difference in R² values between soybean and corn.

Conclusions

With simple mathematical models based on vegetation indices, obtained from red and NIR reflectances of MODIS sensor, the percent ground cover for soybean and corn could be described adequately.

The estimations obtained using linear models with NDVI, MSAVI, SAVI and PVI presented the practical advantage of simplicity and good accuracy; while for SR the best fit was found with an exponential model for both crops. SAVI index with linear model showed the highest determination coefficient value for soybean and corn separately.

For corn, models which include VI considering the soil background, estimated fCover more adequately than NDVI based models. So, in order to improve the models performance, errors to estimate fCover associated with effect of soil (row orientation, water content, etc) must be reduced.

Acknowledgements

The authors express their sincere thanks to Secretaría de Ciencia y Técnica - Universidad Nacional de Córdoba - Argentina (Secyt-UNC) for financial support of this study.

References

- BÁEZ-GONZÁLEZ, A. D., CHEN, P. Y., TISCAREÑO-LÓPEZ, M., & SRINIVASAN, R. 2002. Using satellite and field data with crop growth modeling to monitor and estimate corn yield in Mexico. *Crop Science*, 42: 1943-1949.
- BOCCO, M., OVANDO, G., SAYAGO, S., & WILLINGTON, E. 2007. Neural network models for land cover classification from satellite images. *Agricultura Técnica*, 67: 414-421.

- BOCCO, M., OVANDO, G., SAYAGO, S., WILLINGTON, E., & HEREDIA, S. 2012. Estimating soybean ground cover from satellite images using neural networks models. *International Journal of Remote Sensing*, 33(6): 1717-1728.
- CYR, L., BONN, F., & PESANT, A. 1995. Vegetation indices derived from remote sensing for an estimation of soil protection against water erosion. *Ecological Modelling*, 79: 277-285.
- DORAISWAMY, P. C., HATFIELD, J. L., JACKSON, T. J., AKHMEDOV, B., PRUEGER, J., & STERN, A. 2004. Crop condition and yield simulation using LANDSAT and MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 91: 548-559.
- D'URSO, G., RICHTER, K., CALERA, A., OSANN, M. A., ESCADAFAL, R., GARATUZA-PAJAN, J., HANICH, L., PERDIGÃO, A., TAPIA, J. B., & VUOLO, F. 2010. Earth Observation products for operational irrigation management in the context of the PLEIADeS project. *Agricultural Water Management*, 98: 271-282.
- GITELSON, A. A., KAUFMAN, Y., STARK, R., GRITS, U., & RUNDQUIST, D. 2002. Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment*, 80: 76-87.
- GLENN, E. P., HUETE, A. R., NAGLER, P. L., & NELSON, S. G. 2008. Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: what vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. *Sensors*, 8: 2136-2160.
- GONZÁLEZ-DUGO, M. P., & MATEOS, L. 2008. Spectral vegetation indices for benchmarking water productivity of irrigated cotton and sugarbeet crops. *Agricultural Water Management*, 95: 48-58.
- HUETE, A. R., JACKSON, R. D., & POST, D. F. 1985. Spectral response of plant canopy with different soil background. *Remote Sensing of Environment*, 17: 37-53.
- HUETE, A. R., & LIU, H. Q. 1994. An Error and Sensitivity Analysis of The Atmospheric-Correcting and Soil-Correcting Variants of the NDVI For The Modis-Eos. *IEEE Transactions On Geoscience And Remote Sensing*, 32: 897-905.
- INTA. 2006. *Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba: Los Suelos*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Córdoba, Argentina, 567 pags.
- JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C., SOBRINO, J. A., PLAZA, A., GUANTER, L., MORENO, J., & MARTÍNEZ, P. 2009. Comparison between fractional vegetation cover retrievals from vegetation indices and spectral mixture analysis: Case study of PROBA/CHRIS data over an agricultural area. *Sensors*, 9: 768-793.
- KANEMASU, E. T. 1974. Seasonal canopy reflectance patterns of wheat, sorghum, and soybean. *Remote Sensing of Environment*, 3: 43-47.
- LIU, J., MILLER, J. R., HABOUDANE, D., PATTEY, E., & HOCHHEIM, K. 2008. Crop fraction estimation from casi hyperspectral data using linear spectral unmixing and vegetation indices. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 34: S124-S138.
- LIU, W., GAO, W., GAO, Z. & WAN, X. 2006. Correlation analysis between the biomass of oasis ecosystem and the vegetation index at Fukang. *REMOTE SENSING AND MODELING OF ECOSYSTEMS FOR SUSTAINABILITY III, SPIE*. San Diego, California, USA, 13-17 Aug. 2006, pp. 1-7. URL: <http://uvb.nrel.colostate.edu/UVB/publications/BiomassatFukang.pdf> (accessed on Dec 4, 2012).
- LOBELL, D., ASNERA, G., ORTIZ-MONASTERIO, J., & BENNING, T. 2003. Remote sensing of regional crop production in the Yaqui Valley, Mexico: estimates and uncertainties. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 94: 205-220.
- MAAS, S., & RAJAN, N. 2008. Estimating ground cover of field crops using medium-resolution multispectral satellite imagery. *Agronomy Journal*, 100: 320-327.
- MAGyP. 2012. *Producción, área sembrada y cosecha, cotizaciones nacionales e internacionales*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Presidencia de la Nación, Argentina. URL: <http://www.siiia.gov.ar/index.php/series-portal/agricultura> (accessed on Dec 4, 2012).
- MATHER, J. R. 1965. *Average Climatic Water Balance Data of the Continents, Part VIII: South America*. Publications in Climatology, 18, Centerton, NJ: Laboratory of Climatology, USA.
- MAUGET, S. A., & UPCHURCH, D. R. 2000. Vegetation index response to leaf area index and fractional vegetated area over cotton. *PROCEEDINGS OF GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM, IEEE*. Hawaii, USA, 24-28 July 2000. pp. 372-374.
- NUMATA, I., ROBERTS, D. A., CHADWICK, O. A., SCHIMEL, J., SAMPAIO, F. R., LEONIDAS, F. C., & SOARES, J. V. 2007. Characterization of pasture biophysical properties and the impact of grazing intensity using remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 109: 314-327.
- PIATTI, F., & FERREIRA L. 2008. *Ensayos comparativos de rendimiento de maíz: Red interna de INTA Manfredi, campaña 2007-08*. Cartilla Digital Manfredi-INTA- EEA. URL: <http://agrolluvia.com/wp-content/uploads/2010/03/eea-manfredi-ensayos-comparativos-de-rendimiento-de-maiz-red-interna-campana-2007-08.pdf> (accessed on Dec 12, 2012), 11 p.
- PIATTI, F., & FERREIRA L. 2009. *Evaluación de cultivos comerciales de soja. Campaña 2008/09*. Cartilla Digital Manfredi-INTA-EEA. URL: <http://agrolluvia.com/wp-content/uploads/2010/02/eea-inta-manfredi-evaluacion-de-culti>

- vares-comerciales-de-soja-2008-2009.pdf (accessed on Dec 4, 2012), 20p.
- QI, J., CHEHBOUNI, A., HUETE, A. R., KERR, Y. H., & SOROOSHIAN, S. 1994. A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 48: 119-126.
- RADARI, V., AMIRI, F., & MELEKI, S. 2010. Vegetation cover change monitoring applying satellite data during 1972 to 2007. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, 2: 118-127.
- RAJAN, N., & MAAS, S. J. 2009. Mapping crop ground cover using airborne multispectral digital imagery. *Precision Agriculture*, 10: 304-318.
- RICHARDSON, A. J., & WIEGAND, C. L. 1977. Distinguishing vegetation from soil background information. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 43: 1541-1552.
- RONDEAUX, G., STEVEN, M., & BARET, F. 1996. Optimization of soil adjusted vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 55: 95-107.
- SHANAHAN, J., SCHEPERS, J., FRANCIS, D., VARVEL, G., WILHELM, W., TRINGE, J., SCHLEMMER, M., & MAJOR, D. 2001. Use of remote sensing imagery to estimate corn grain yield. *Agronomy Journal*, 93: 583-589.
- SRINIVAS, P., DAS, B. K., SAIBABA, J. & KRISHNAN, R., 2004. Application of distance based vegetation index for agricultural crops discrimination. *Proceedings of XXth ISPRS CONGRESS*. Istanbul, Turkey, 12-23 July 2004. pp.1. URL: <http://www.isprs.org/proceedings/XXXV/congress/comm7/papers/215.pdf> (accessed on Dec 4, 2012).
- VAESEN, K., GILLIAMS, S., NACKAERTS, K., & COPPIN, P. 2001. Ground-measured spectral signatures as indicators of ground cover and leaf area index: the case of paddy rice. *Field Crops Research*, 69: 13-25.
- ZHANG, Y., SMITH, A. M., & HILL, M. J. 2011. Estimating fractional cover of grassland components from two satellite remote sensing sensors. *Proceedings of 34th INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING OF ENVIRONMENT*. Sydney, Australia, 10-15 April 2011. pp. 1. URL: <http://www.isprs.org/proceedings/2011/isrse-34/211104015Final00252.pdf> (accessed on Dec 4, 2012).
- ZHANG, J., ZHANG, L., ZHANG, M., & WATSON, C. 2009. Prediction of soybean growth and development using artificial Neural Network and statistical models. *Acta Agronomica Sinica*, 35: 341-347.

Caso práctico

Cartografía de la cobertura de la tierra basada en la clasificación espectro-temporal de imágenes Landsat 7-ETM+ y en una leyenda de clases de ocupación del suelo en un territorio de Cuba occidental

D. R. Ponvert-Delisle Batista¹ y I. Reyes Alonso²

¹ *Universidad Agraria de La Habana. Autopista Nacional km 231/2 y Carretera a Tapaste. San José de Las Lajas. C.P.: 32700, Mayabeque, Cuba*

² *UCT-Geocuba-Investigación y Consultoría. Loma y 39 s/n. Plaza de la Revolución. C.P.: 10600, La Habana, Cuba*

Resumen

Generalmente los estudios medioambientales necesitan tener información sobre el tipo de ocupación del territorio objeto de estudio. Esta información sobre las clases de cobertura de la Tierra es expresada en diferentes tipos de mapas temáticos. En este sentido, el presente trabajo tiene como objetivo generar la cartografía de ocupación del suelo de un territorio de Cuba occidental, utilizando como datos geoespaciales básicos imágenes multiespectrales del satélite Landsat 7-ETM+ (SLC-off) de dos fechas y como dato auxiliar la Leyenda de Clases de Ocupación del Suelo, la que ofrece una categorización de las clases por niveles y temas. La metodología utilizada se basa en realizar clasificaciones supervisadas apoyadas en el análisis visual espectro-temporal para identificar ciertas clases problemáticas que han variado su respuesta entre las dos fechas y finalmente obtener un mapa que refleje estos cambios con la mejor eficiencia.

Palabras clave: Imágenes Landsat 7-ETM+, Clasificación supervisada, Análisis espectro-temporal, Cartografía temática, Leyendas de Ocupación del Suelo.

Abstract

Land cover mapping based on the spectral-temporary Landsat 7-ETM+ images classification and in a land cover classes legend in a Cuban western territory

The environmental studies generally need to have information about the territory of study is occupied. This information on the classes of land cover is represented in different types of thematic maps. The present work has as objective to generate the cartography of soil occupation in a territory of western Cuba, using as basic geospatial data multispectral images of the Landsat 7-ETM+ (SLC-off) satellite from two dates and as main auxiliary data the Legend of Classes of Soil Occupation, which offer a categorization of the classes by levels and themes. The methodology used is based on carrying out supervised classifications supported in the spectral-temporary visual analysis to identify certain problematic classes that have varied its behavior between the two dates and finally to obtain a thematic map that reflects these changes with the major efficiency.

Key words: Landsat 7-ETM+ images, Supervised classification, Spectral-temporary analysis, Thematic cartography, Legends of soil occupation.

* Autor para la correspondencia: dponvert@unah.edu.cu

Recibido: 24-10-12; Aceptado: 09-04-13.

Introducción

Por lo general, los estudios de tipo medioambientales requieren contar con información actualizada sobre la ocupación del territorio objeto de estudio por determinadas clases. Estas informaciones sobre las clases de cobertura se recogen en mapas cuya finalidad es apoyar la toma de decisiones en los ámbitos del medio ambiente, el desarrollo de infraestructuras, la agricultura, las zonas protegidas, la gestión del agua, etc. Sucede que cuando un territorio ha sufrido las consecuencias de una explotación acelerada de sus recursos naturales o la acción desbastadora de fenómenos naturales de diversa índole se producen cambios en las coberturas terrestres que en algunos casos llegan a ser notables. De ahí que se creen las condiciones para que investigadores y directivos de la esfera medioambiental realicen estudios de la dinámica de estos cambios, con el fin de conocer las estadísticas más importantes de estos, analizar sus causas y efectos, y finalmente elaborar las estrategias adecuadas que permitan mitigar y recuperar las afectaciones producidas. Una de las herramientas clave para el estudio y evaluación de estos efectos son las imágenes de satélites por constituir una fuente de información excelente para su detección, dada por las bondades de las mismas para estos análisis, en particular por la posibilidad de adquirirlas con determinadas cadencias de observación en función del ciclo de los fenómenos a observar.

De aquí que el análisis de la dimensión temporal, utilizando imágenes de satélites para detectar los cambios, se puede realizar desde dos perspectivas; multiestacional (se selecciona imágenes adquiridas en distintas estaciones del mismo año) (Chuvieco, 1998; Lo *et al.*, 1985, Mergerson, 1981 y Schriever y Congalton, 1995) y multianual (utilizando imágenes de dos o más fechas en distintos años) (Gopal y Woodcock, 1996); Sader y Wine, 1992; Observatorio de la Sostenibilidad, 2006, citado por Chuvieco, 2010). Ambas se engloban genéricamente en la denominación de «análisis multitemporal».

Una de estas técnicas es el análisis multitemporal de imágenes clasificadas, la cual se puede abordar empleando dos grupos de pro-

cedimientos: i) comparando imágenes previamente clasificadas; y ii) clasificando conjuntamente las imágenes de las dos fechas. Precisamente el trabajo que se presenta, tiene como objetivo la identificación de las clases que se aprecian en la escena determinando los cambios que se producen en el territorio objeto de estudio a partir de la clasificación simultánea de las imágenes de las dos fechas, bien como entidades invariantes, bien como entidades cambiantes en el tiempo. La metodología que se utiliza parte de utilizar como datos principales dos imágenes de épocas diferentes provenientes del satélite Landsat 7-ETM+ (SLC-Off). Dichas imágenes son corregidas geométrica y radiométricamente, y luego, sometidas a clasificaciones digitales supervisadas apoyadas en el análisis espectro-temporal. Este análisis consiste en hacer una efectiva selección de las categorías multitemporales, las que son analizadas casuísticamente mediante el comportamiento de los criterios de brillo, color, textura, contexto espacial, forma y alternancia estacional. Posteriormente a que son identificadas, se produce el «cotejo» de las clases de cobertura clasificadas, con sus homólogas de la leyenda de clases informacionales (que en este caso es la Leyenda de Clases de Ocupación del Suelo de Cuba, basada en una categorización diseñada por Ponvert Delisles, 2003), y finalmente, se incluyen en el mapa temático. Para aplicar y demostrar los fundamentos teóricos y metodológicos esbozados, se desarrolla un caso de estudio denominado «Cartografía de la ocupación del suelo en un territorio de la provincia Pinar del Río utilizando la técnica del análisis espectro-temporal de imágenes del Landsat 7-ETM+ clasificadas».

Partiendo de los antecedentes señalados, se planteó como objetivo general del trabajo «Contribuir al conocimiento de la variabilidad espacio-temporal de la ocupación de la tierra en el territorio objeto de estudio, sus causas y consecuencias, aportando información cartográfica actualizada para los procesos de toma de decisiones en los niveles territoriales».

Como objetivos específicos se consideraron los siguientes: 1) Realizar la cartografía de ocupación del suelo de un territorio de la provincia Pinar del Río a la escala 1: 250 000, utili-



Figura 1. Área de estudio (Elaborada por los autores a partir de una imagen de Cuba obtenida de la Enciclopedia Encarta 2009).

zando como datos básicos las imágenes actuales del Landsat 7-ETM+ (SLC-off) de dos fechas y 2) Detectar los cambios ocurridos en ciertas clases de cobertura de la tierra en ese lapso de tiempo aplicando la técnica del análisis espectro-temporal de imágenes clasificadas previamente; y 3) Emplear Leyenda de Clases de Ocupación del Suelo como herramienta para facilitar la cartografía de las clases identificadas mediante la clasificación supervisada.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en la región occidental de Cuba, en la llanura aluvial sureste de la provincia Pinar del Río, enmarcada entre las coordenadas 22°09' a 22°30' de Latitud Norte y 83°01' a 83°43' de Longitud Oeste. Comprende áreas de los municipios de San Luis, Pinar del Río, Consolación del Sur, Los Palacios y San Cristóbal, abarcando una extensión superficial sobre tierra de 1829.7 km², (figura 1).

Entre los asentamientos poblacionales presentes en el área de estudio se destacan la «Ciudad de Pinar del Río», capital de la provincia, parte de la ciudad de «Consolación del Sur», los pueblos «La Coloma» y «Alonso de Rojas», además de varios caseríos.

El relieve es eminentemente llano. Cuenta con un vasto sistema fluvial, conformado por varios ríos permanentes e intermitentes, entre los que destacan el «Río Hondo» y el «San Diego»; además existen gran cantidad de arroyos y canales de regadío. Son abundantes las lagunas costeras y los embalses, siendo el embalse «El Punto» el de mayor volumen en la zona.

El clima en la zona, como en toda Cuba, es tropical y húmedo. Las precipitaciones se manifiestan en dos estaciones: la seca y la lluviosa. La primera, se extiende de noviembre hasta abril, aunque en este período no hay ausencia total de lluvias, sino una disminución notable de éstas. Los meses más secos suelen estar entre diciembre y marzo. La época de lluvias abarca de mayo a octubre, y el mes menos lluvioso es el de agosto. La zona es frecuentemente afectada por eventos tropicales en la temporada ciclónica, comprendida entre el primero de junio al treinta de noviembre. La temperatura media anual es de 24 grados Celsius, siendo los meses más calurosos julio y agosto, mientras los meses más frescos son diciembre, enero y febrero.

La vegetación en la zona se caracteriza por la poca presencia de Bosques Naturales, con escasos Bosques de Galería y más abundantes Bosques de Manglar en el litoral. Son frecuentes los matorrales costeros, secundarios y marabuzales. Los cultivos rotativos, arrozales y los pastos ocupan el mayor por ciento del área de estudio.

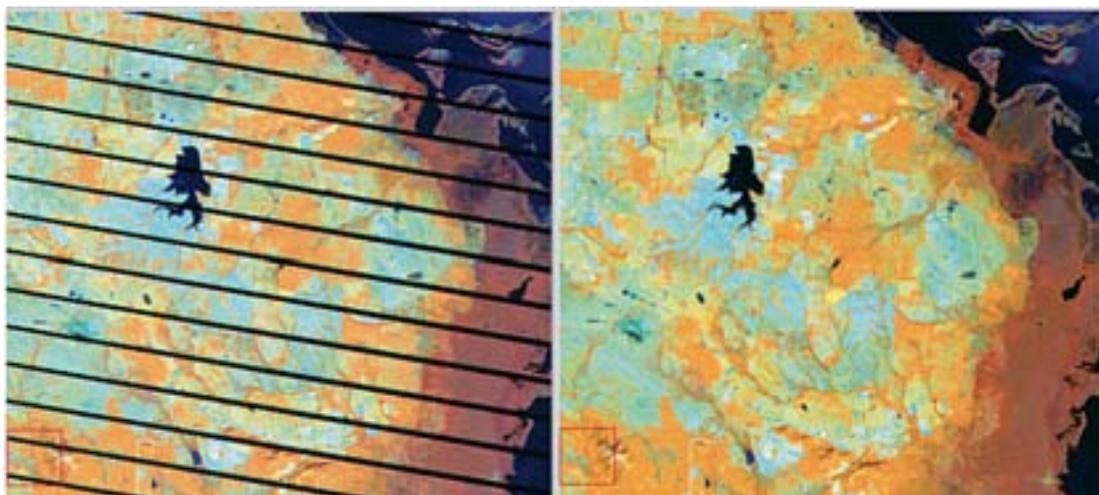


Figura 2. Fragmento de imagen Landsat ETM+ (SLC-off) (combinación 453) antes y después de corregida. Elaboración propia.

Datos de partida

Para realizar el estudio se cuenta con los datos siguientes:

Datos principales

Los constituyen las imágenes de satélites de las cuales se extraerán las clases temáticas (coberturas terrestres), aplicando los procedimientos de clasificación digital de imágenes. Para ello se cuenta con 6 imágenes de la escena 16045 del satélite Landsat 7, el cual emplea el sensor Mapeador Temático Mejorado (ETM+) encontrándose operativo desde el año 1999. En la actualidad presenta un problema a causa de una falla en el instrumento que corrige las líneas escaneadas, conocido como Scan Line Corrector (SLC-off), el cual se encuentra apagado desde mayo de 2003, dando como resultado que todas las escenas de Landsat 7 adquiridas desde esa fecha hayan sido colectadas conteniendo franjas de datos inválidos (referidas como «gaps»). Los gaps provocan aproximadamente, la pérdida de un 22% de la información de cada imagen. Están dispuestos en franjas inclinadas hacia la izquierda unos 8° respecto a la orientación horizontal debido a la rotación de la imagen, y aparecen en intervalos de 33 píxeles (Estrada, R., *et al.*, 2010a). Ver figura 2.

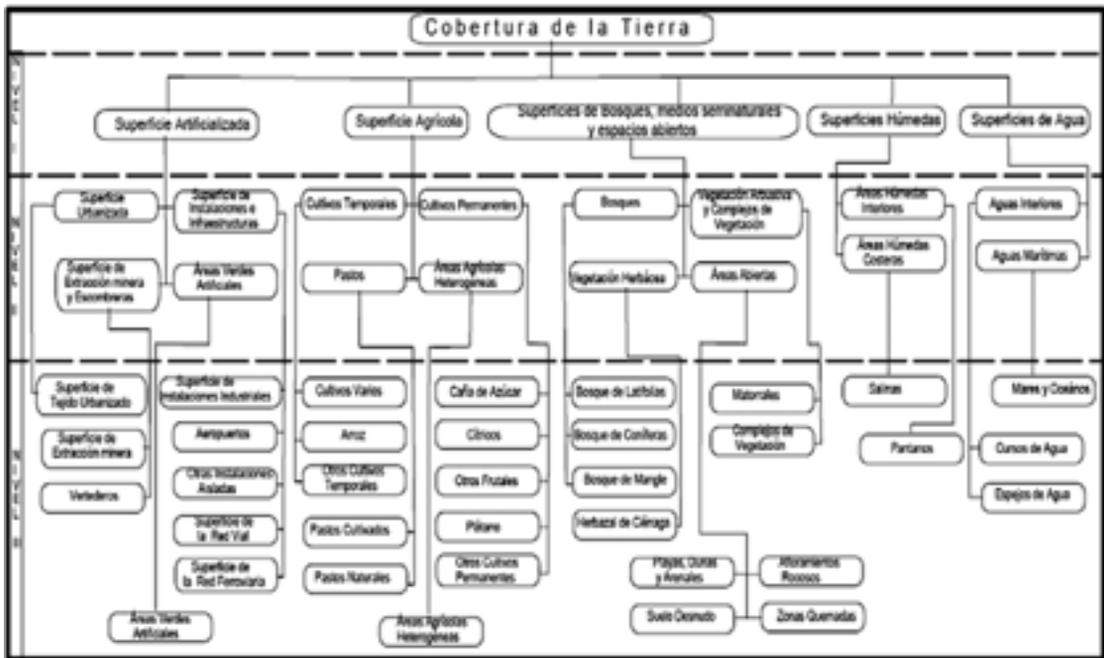
Datos auxiliares

Se cuenta con una cobertura del área de estudio con imágenes provenientes del Google Earth publicadas hasta enero del 2010, las cuales serían utilizadas básicamente para apoyar la identificación de distintas coberturas, dada la alta resolución espacial que poseen. En calidad de datos auxiliares fueron utilizados además, un conjunto de materiales cartográficos, fundamentalmente para apoyar las tareas de interpretación de las imágenes. Entre estos destacan, el Mapa Topográfico Digital de Cuba 1:100.000, implementado en plataforma SIG, el cual contiene las tablas y atributos originales; el Mapa Oficial del Catastro Nacional, con la información referida al uso y tenencia de la tierra a nivel parcelario (escala 1: 10 000), lo que permite ser utilizado como verdad terreno en las tareas de verificación, sobre todo cuando los recursos logísticos necesarios para los trabajos de campo son escasos.

También como datos auxiliares se utilizó la Leyenda de Clases de Ocupación del Suelo de Cuba, en calidad de clases informativas.

El presente trabajo, se inscribe en el Nivel III de la mencionada leyenda, para una escala de representación cartográfica de 1: 250 000 (ver tabla 1). Este nivel incluye un total de 35 clases de ocupación del suelo que son: Clase 1: 1.1.1 Superficie del Tejido Urbani-

Tabla 1. Niveles jerárquicos I, II y III de la Segunda Leyenda de Clases de Ocupación del Suelo de Cuba. Elaboración propia



zado; Clase 2: 1.2.1 Superficie de Instalaciones Industriales; Clase 3: 1.2.2 Superficie de Aeropuertos; Clase 4: 1.2.3 Superficies de otras Instalaciones aisladas; Clase 5: 1.2.4 Superficie de Red Vial; Clase 6: 1.2.5 Superficie de Red Ferroviaria; Clase 7: 1.3.1 Superficies de extracción minera; Clase 8: 1.3.2 Aéreas de Vertederos; Clase 9: 1.4.1. Superficie de Áreas verdes artificiales; Clase 10: 2.1.1 Cultivos varios; Clase 11: 2.1.2 Arroz; Clase 12: 2.1.3 Otros cultivos temporales; Clase 13: 2.2.1 Caña de azúcar; Clase 14: 2.2.2 Cítricos; Clase 15: 2.2.3 Otros Frutales; Clase 16: 2.2.4 Plátano; Clase 17: 2.2.5 Otros cultivos permanentes; Clase 18: 2.3.1 Pastos cultivados; Clase 19: 2.3.2 Pastos naturales; Clase 20: 2.4.1 Áreas agrícolas heterogéneas; Clase 21: 3.1.1 Bosques de Latiifolias; Clase 22: 3.1.2 Bosques de Coníferas; Clase 23: 3.1.3 Bosque de Mangle; Clase 24: 3.2.1 Matorrales; Clase 25: 3.2.2 Complejo de Vegetación; Clase 26: 3.3.1 Herbazal de Ciénaga; Clase 27: 3.5.1 Playas, dunas y arenales; Clase 28: 3.5.2 Afloramientos rocosos; Clase 29: 3.5.3 Suelo desnudo; Clase 30: 3.5.4 Zonas quemadas; Clase 31: 4.1.1 Pantanos; Clase 32: 4.2.2 Áreas de Salinas; Clase 33: 5.1.1 Cursos de agua; Clase 34: 5.1.2

Espejos de agua y Clase 35: 5.2.1 Mares y océanos.

La leyenda se utilizará como referente para facilitar la identificación de las clases de ocupación del suelo contenidas en las imágenes de satélite utilizadas, de la manera siguiente: Primeramente en la fase de asignación de dichas categorías, el analista o intérprete las utiliza para apoyar la selección de las muestras de cada una de las clases detectadas en la imagen antes de ser clasificada. Lo más probable es que no todas las 35 clases estén presentes en el territorio estudiado, o que, estándolas, no se puedan identificar adecuadamente en el contexto de las imágenes, debido a sus características específicas (tamaño, brillo, textura, etc.). Luego en un segundo momento, como parte del etiquetado de las clases obtenidas después de realizada la clasificación, el especialista en PDI debe asignar la etiqueta correspondiente a las clases del Nivel III de la leyenda, a las clases obtenidas en la clasificación, con lo que se asegurará la debida correspondencia.

Metodología utilizada

Fueron desarrolladas las etapas siguientes:

Tabla 2. Parámetros característicos de la proyección Cuba Norte. Elaboración propia

Elipsoide de referencia: Clark 1866 Datum Geodésico: Cuba (CNGPS), Clark 1866, -5.217, 137.02, 181.773 Proyección Cónica Conforme de Lambert con dos paralelos normales		
Parámetros	Cuba Norte	Cuba Sur
Origen	$\lambda = (-) 81^{\circ} 00' W$ $\varphi = 22^{\circ} 21' N$	$\lambda = (-) 76^{\circ} 50' W$ $\varphi = 20^{\circ} 43' N$
Paralelos normales	$\lambda = 21^{\circ} 42' N$ $\varphi = 23^{\circ} 00' N$	$\lambda = 20^{\circ} 08' N$ $\varphi = 23^{\circ} 00' N$
Coordenadas falsas del origen	Xo = 500 000.000 m Yo = 280 296.016 m	Xo = 500 000.000 m Yo = 229 126.939 m
Factor de escala en el origen	Ko = 0.99993602	Ko = 0.99994848

Etapa 1. Selección de las imágenes Landsat 7-ETM+ (SLC-off)

La selección de las imágenes Landsat 7-ETM+ (SLC-off) se vio limitada por el alto porcentaje de cobertura nubosa presente en las mismas en todo el año 2009. Bajo estas circunstancias impuestas por la naturaleza, solo fue posible obtener dos imágenes libres de cobertura nubosa (menos del 5%), la primera del 24 de marzo, correspondiente a la época de seca y la segunda del 19 de septiembre, correspondiente al final del período lluvioso. Además se recopilieron otras 4 imágenes del mismo año que, aunque sobrepasan el 15% de cobertura nubosa, son necesarias para el proceso de rellenado de los «gaps» de las dos primeras.

Etapa 2. Procesamiento Digital de las Imágenes

En esta etapa se realizan las dos correcciones principales a que se someten las imágenes satelitales antes de incorporarse al proceso de extracción de información mediante análisis multitemporales. Estas son, la corrección geométrica y la radiométrica.

Correcciones geométricas de la imagen

Dado que las imágenes empleadas fueron adquiridas con un nivel de procesamiento 1B (procesamiento básico sometido a correccio-

nes geométricas y radiométricas), se realizó la transformación de los parámetros de la proyección UTM, Datum WGS-84 a la proyección *Cuba Norte* derivada de la Campaña Nacional GPS realizada en Cuba (CNGPS), (Roche y García, 2011). En el país se utilizan dos sistemas de coordenadas planas rectangulares basados en la proyección cónica conforme de Lambert: *Cuba-Norte* y *Cuba-Sur* (Raíces, 1963). En la tabla 2 se indican los parámetros fundamentales de estas proyecciones.

Corrección radiométrica de las imágenes

Como se explicó anteriormente, dada la presencia de líneas de datos inválidos o «gaps» en las imágenes disponibles Landsat 7-ETM+ (SLC-off) resultó necesario una etapa de «rellenado» de los mismos; así como de limpieza y sustitución de las zonas cubiertas por nubes y sus sombras. Este trabajo se realizó según la «Metodología para la sustitución de los vacíos o «Gaps» (Estrada, R., *et al.*, 2010a) y con el empleo del Software SLC-off Gap Filled Versión Cubana 1.1 (Estrada R., *et al.*, 2010b). De manera generalizada podemos citar entre los pasos realizados para el rellenado los siguientes: 1) se calibraron radiométricamente todas las imágenes; 2) se sustrajeron los cuerpos oscuros de cada una de ellas; 3) se eliminaron todas las nubes y sombras aplicando una máscara sobre las mismas; 4) se ajustaron los histogramas para lograr acercar los valores de píxeles entre las imágenes; 5) finalmente, se

completaron las imágenes del 24 de marzo del 2009 (con una eficiente combinación de las cinco imágenes restantes) y del 19 de septiembre del 2009.

Como resultado de este proceso, se dispuso de dos imágenes de trabajo Landsat 7-ETM+ para el estudio propuesto. En la figura 2 se muestra un fragmento de la escena 16045 de antes y después del proceso de sustitución de líneas inválidas y de las nubes y sombras extraídas.

Realces y mejoras de la imagen

Resultó muy útil aplicar la expansión lineal del 2% y la ecualización del histograma para lograr mayor contraste entre los tonos de las diferentes clases.

Se probaron varias combinaciones de bandas resultando las más acertadas para los trabajos de clasificación y discriminación de los bosques de latifolias, matorrales, pastos, cultivos, cuerpos de agua, zonas artificializadas y suelo desnudo, las combinaciones 453 y la denominada falso color o infrarrojo color: 432.

Obtención de productos especiales

Se obtuvieron tres productos especiales: 1) El índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), el que resulta muy útil en la discriminación de masas de vegetación (Potter y Brooks, 2000, citados por Chuvieco 2010); 2) Fusión de las 6 bandas espectrales con resolución espacial de 30 m con la banda pancromática de 15 m, obteniéndose como resultado una imagen de 15 m de resolución espacial, con tonalidades muy similares a la composición de las bandas originales, o sea, sin alterar el contenido temático (Gong, 1994; Wald, 1999; citados por Chuvieco, 2010). La fusión se realizó aplicando el método Gram-Schmidt incluido en el software de trabajo. Se obtuvo un producto mejorado de cara a los procesos digitales ulteriores que aprovechara las capacidades espectrales de la imagen multi-banda y las capacidades resolutivas de la imagen pancromática y 3) Metafile: se consideró pertinente trabajar sobre un fichero integrado

compuesto por la combinación de las bandas no termales de ambas imágenes de trabajo, el NDVI calculado para cada una de ellas y las bandas de brillo, verdor y humedad obtenidas mediante la transformación Tasseled Cap, igualmente de cada una de ellas (Crist y Cicone, 1984).

Etapa 3. Análisis de Imágenes

Clasificación no supervisada de las imágenes

Como paso previo, se realizó una visita de reconocimiento al terreno, la cual de conjunto con un minucioso estudio de la cartografía disponible y de las imágenes del Google Earth facilitó la familiarización con la zona.

De manera preliminar se realizaron clasificaciones no supervisadas por ISODATA sobre las 6 bandas no termales de ambas imágenes de trabajo, empleando hasta 30 iteraciones y entre 12-15 grupos. Este resultado fue útil para reconocer las clases espectrales discriminadas en las imágenes.

Clasificación supervisada basada en el análisis espectro-temporal de las clases de cobertura de la Tierra

Alcanzado un aceptado conocimiento de la imagen, fueron evaluadas de forma práctica varias algoritmos de clasificación, siendo la de mejores resultados la clasificación supervisada por el método de «*Máxima Verosimilitud*» realizada sobre el archivo (Metafile) compuesto por la combinación de las bandas no termales de ambas imágenes de trabajo, el NDVI calculado para cada una de ellas y las bandas de brillo, verdor y humedad obtenidas mediante la transformación Tasseled Cap, igualmente de cada una de ellas.

Como parte del proceso clasificatorio, se identificaron 23 categorías espectro-temporales sobre las que recaería el análisis para definir su estatus. El análisis espectro-temporal, es un proceso del análisis digital de las imágenes mediante el reconocimiento visual de las cla-

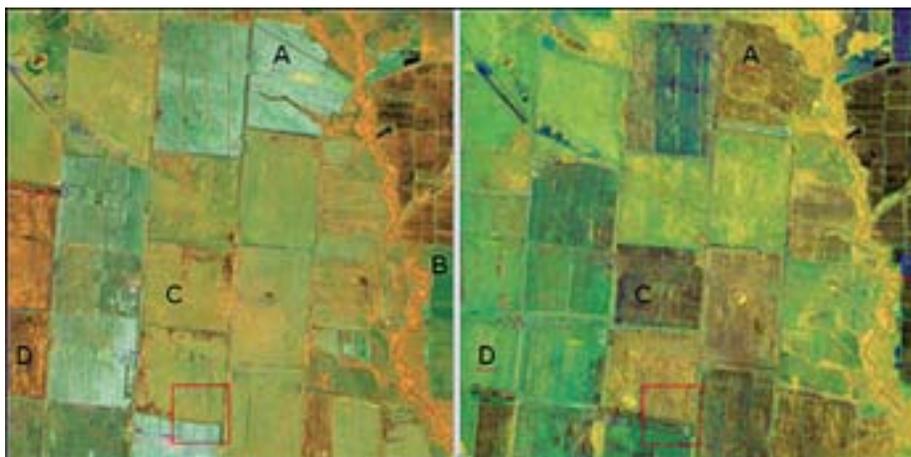


Figura 3. Cambios espectro-temporales que experimentan los campos de arroz entre marzo y septiembre del 2009. A: Suelo Desnudo para Arroz Anegado; B: Zonas en descanso para Arroz; C: Arroz para Arroz anegado; y D: Arroz anegado para Zonas en descanso.

ses identificadas, utilizando, por un lado, criterios espectrales, es decir, la capacidad de reflejar la energía electromagnética incidente (brillo); y por otro, criterios temporales, que refieren las variaciones de la cualidad reflectora en el tiempo. Este procedimiento es muy útil cuando en la imagen coexisten clases de vegetación o cultivos, que presentan diferentes estados fenológicos y por tal razón se pueden producir ambivalencias en el comportamiento real de las mismas, induciendo a la confusión (Chuvieco, 2002).

Por consiguiente este análisis permitió refinar la discriminación de las clases poco separables espectralmente, atendiendo a su variabilidad fenológica-temporal. Para que se tenga una idea de la importancia de este análisis, baste señalar el caso de la clase informacional «Arroz», la cual se manifestó en cuatro clases espectrales distintas de acuerdo al estado fenológico en se encontraba el cultivo y del grado de preparación del suelo (figura 3). Algo similar se produjo con las clases «Caña de Azúcar» y «otros cultivos de rotación».

Finalmente, tras la definición de las clases mediante el algoritmo clasificatorio y el análisis espectro temporal, se realizó el «cotejo», con las categorías correspondientes de la 2.^a Leyenda de Clases de Ocupación del Suelo empleada. Fueron «cotejadas» un total de 20 clases de las 35 incluidas en la leyenda de clases informacionales, por lo que hubo 15 clases que no fue posible clasificar, bien porque no

estaban representadas en la escena con la cobertura suficiente, bien porque el procedimiento visual-digital empleado no fue el más eficaz. En la tabla 3, se muestra el arreglo alcanzado, indicando las clases en las celdillas con color azul celeste.

Resultados

Caracterización general

El resultado obtenido fue el «Mapa de Ocupación del Suelo» correspondiente a la región sur central de la provincia Pinar del Río (figura 4). El mismo muestra la distribución espacial de un total de 20 clases de las 35 que conforman la 2.^a Leyenda de Clases de Ocupación del Suelo, lo que representa un 57% de las clases posibles a representar.

Entre ellas predominan las clases «Manglar» con un 9.4%; la clase «Pastos Naturales» con 36.3%; la clase «Cultivos Varios» con un 7.6%; la clase «Arroz» con un 12.2% y la clase «Matorral» con un 15.4%. Estos por cientos están referidos al total de la superficie clasificada sobre tierra (1 829.7 km²).

Este producto puede ser utilizado para apoyar la toma de decisiones en materia de políticas sobre planificación física rural y urbana, asuntos medioambientales y el uso de los recursos naturales, tomando en consideración las

Tabla 3. Clases identificadas y «cotejadas» tras la clasificación supervisada(en azul celeste) que integran el Nivel III de la Leyenda de Clases de Ocupación del Suelo de Cuba. Fuente: Elaboración propia

1. Superficie Artificializada	2. Superficie Agrícola	3. Superficies de Bosques, medios seminaturales y espacios abiertos	4. Superficies húmedas	5. Superficies de agua
1.1.1. Superficie del Tejido Urbanizado Continuo	2.1.1. Cultivos varios	3.1.1. Bosques Naturales de Latifolias	4.1.1. Pantanos	5.1.1. Cursos de Agua
1.1.2. Superficie de Tejido Urbanizado Discontinuo	2.1.2. Arroz	3.1.2. Bosques Naturales de Coníferas	4.2.2. Salinas	5.1.2. Espejos de Agua
1.2.1. Superficie de Instalaciones Industriales	2.1.3 Otros cultivos temporales	3.1.2. Plantaciones Boscosas		5.2.1. Mares y Océanos
1.2.2. Aeropuertos	2.2.1. Caña de Azúcar	3.1.3. Bosque de Manglar		
1.2.3. Otras Instalaciones Aisladas	2.2.2. Cítricos	3.2.1. Matorrales		
1.2.4. Superficie de Red Vial y Ferroviaria	2.2.3. Otros Frutales	3.2.2. Complejo de Vegetación		
1.3.1. Superficies de Zonas de Extracción Minera	2.2.4. Plátano	3.3.1. Herbazal de Ciénaga		
1.3.2. Vertederos	2.2.5. Otros Cultivos Permanentes	3.3.2. Herbazal de Orillas de Arroyos y Ríos		
1.4.1. Superficie de Áreas Verdes Artificiales	2.3.1. Pastos Cultivados	3.4.1. Playas, Dunas y Arenales		
	2.3.2. Pastos Naturales	3.4.2. Afloramientos Rocosos		
	2.4.1. Áreas Agrícolas Heterogéneas	3.4.3. Suelo Desnudo		
		3.4.4. Zonas Quemadas		

limitaciones de la escala para la que fue producido.

Estadísticas pos-clasificación

La superficie total de la imagen clasificada es de 2883.25 km², de ellos 1053.55 km² se encuentran cubiertos por superficie marina, lo cuales pertenecen a la clase informacional «Mar» y representan el 36.5% del total de la imagen. La superficie terrestre en la imagen

cubre 1829.7 km², lo que representa el 63.5% del área total de la imagen. En la tabla 4 se muestran los valores de superficie finales obtenidos por cada clase informacional.

En la figura 5 se destacan las clases con mayores superficies en la zona: «Pasto Natural» con 664.91 km² (36.3% del área terrestre), «Matorrales» con 282.43 (15.4%), «Arroz» con 222.61 km² (12.2%), «Bosque de Mangle» con 171.35 km² (9.4%) y «Áreas Agrícolas Heterogéneas» con 145.52 km² (7.9%).

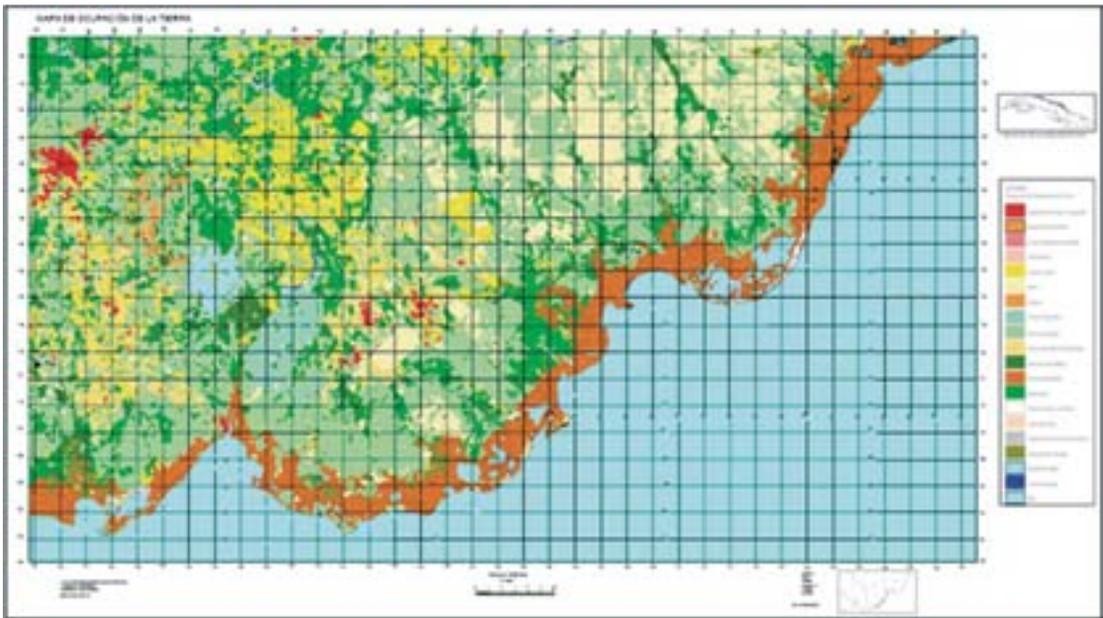


Figura 4. Vista reducida del Mapa de Ocupación de la Tierra a escala 1: 250 000 de la región Pinar del Río Sur. Fuente: Elaboración propia.

Tabla 4: Estadísticas post-clasificación obtenidas por cada clase informacional

No.	Clases Informacionales	Superficie (km ²)	% de ocupación
1	Superficie de Tejido Urbanizado	21.77	1.19
2	Aeropuertos	0.18	0.01
3	Otras Instalaciones Aisladas	0.29	0.02
4	Superficie de Red Vial	0.66	0.04
5	Zonas de extracción minera	1.79	0.10
6	Cultivos varios	139.67	7.63
7	Arroz	222.61	12.17
8	Cítricos	19.03	1.04
9	Pastos Cultivados	33.41	1.82
10	Pastos Naturales	664.91	36.34
11	Áreas agrícolas heterogéneas	145.52	7.95
12	Bosques de Latifolias	40.70	2.22
13	Bosque de Mangle	171.35	9.36
14	Matorrales	282.43	15.44
15	Herbazal de Ciénaga	18.40	1.01
16	Playas, dunas y arenales	6.90	0.38
17	Suelo Desnudo	0.79	0.04
18	Cursos de agua	1.29	0.07
19	Espejos de Agua	58.00	3.17
20	Mar	1053.55	36.5
	Superficie Terrestre	1829.70	63.5
	Superficie Total	2883.25	100.00

Verificación de campo

Por razones económicas la verificación en campo del mapa de ocupación de la tierra, no se desarrolló ya que no existían las condicio-

nes logísticas para ello. Sin embargo, como alternativa se realizaron verificaciones en gabinete que mostraron resultados preliminares aceptables de la clasificación obtenida y el ajuste de las clases correspondientes.

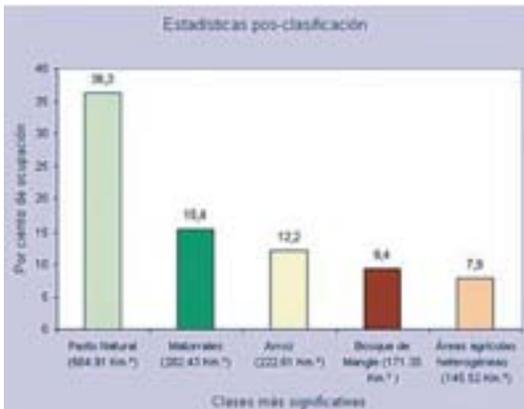


Figura 5. Clases informacionales predominantes en la zona de estudio.

Estas verificación de la clasificación final obtenida, se hicieron calculando la matriz de confusión a partir de un muestro realizado por el método sistemático no alineado (Chuvieco, 2002), empleándose la información del mapa catastral como verdad terreno. Los resultados alcanzados fueron: Fiabilidad Global de 84.8% y coeficiente de Kappa de 0.8268. Las tablas 5a y 5b muestran los principales conflictos ocurridos entre las clases y la exactitud alcanzada por cada una de ellas.

Discusión

De forma general, la clasificación digital de la imagen resultó un proceso de aproximaciones sucesivas y mejoras continuas que transitó por el estudio de los métodos de realces, transformaciones y cálculo de índices; la búsqueda de la forma más eficiente para la selección de las muestras por cada clase; la identificación del método y las técnicas más efectivas para clasificar la imagen de acuerdo a las clases espectrales presentes en la misma y las clases de cobertura a representar; el diseño del muestreo y selección de los métodos de verificación de los resultados; y la generalización de polígonos; entre otros, concluyendo con el paso de los vectores a un SIG para la edición del mapa.

La metodología empleada ofreció los mejores índices de verificación en comparación con otros métodos de clasificación digital experimentados. En la tabla 6 se muestran los índi-

ces de verificación obtenidos para cuatro clasificaciones realizadas por diferentes métodos, evidenciándose la superioridad del método descrito en este trabajo.

Dicho método permitió discriminar de forma automatizada y directa un grupo de clases informacionales, mientras que otras clases se obtuvieron en la etapa de pos-clasificación. Por ejemplo, las clases pertenecientes a los cultivos temporales («Cultivos rotativos» y «Arroz»), incluyendo las áreas roturadas, en descanso o anegadas se clasificaron en categorías multitemporales definidas por el cambio experimentado de una imagen a otra, y posteriormente en la etapa de pos-clasificación, se combinaron para dar lugar a la clase informacional dada.

Por otro lado, las clases informacionales que incluyen construcciones («Superficie de Tejido Urbanizado», «Superficie de Instalaciones Industriales», «Otras Instalaciones Aisladas» y otras) fueron eficientemente discriminadas como una sola clase espectral y separadas igualmente en la post-clasificación con ayuda de la información auxiliar.

Las principales confusiones resultaron entre la clase «Cítricos» con la de «Pastos naturales» y la de «Matorrales», lo cual se debió fundamentalmente al bajo nivel de reflectancia en algunas zonas por el estado depauperado de las primeras y a la alta reflectancia en otras zonas por la presencia de especies de matorrales invasoras (marabú, aroma y otras) que las enmascararan.

También, la clase «Pasto natural» provocó confusiones con la de «Pasto artificial», por la presencia de especies similares espectralmente en ambas clases, y con la clase «Cultivos varios» (rotativos) en las etapas primarias de su desarrollo fenológico o descanso prolongado de las áreas. La confusión mayor con la clase «Arroz» resultó por la inclusión de zonas de pasturas naturales en antiguos campos de arroz que se encontraban anegadas.

La clase informacional «Áreas Agrícolas Heterogéneas» no se obtuvo de forma automatizada durante la clasificación, sino en el análisis posterior, mediante la reagrupación del conglomerado de pequeñas áreas con predominio de clases agrícolas.

Tabla 5a. Matriz de confusión obtenida para la clasificación combinada. Elaboración propia

Píxeles Clasificados	Píxeles de Referencia (Verdad Terreno)							
	Arroz	Tejido Urbano	Matorral	Cítricos	Pasto Natural	Pasto Artificial	Bosque Latifolias	Bosque Manglar
Arroz	1968	0	0	185	300	4	0	0
Tejido Urbano	0	998	0	0	0	0	0	0
Matorral	0	0	1763	263	8	0	59	0
Cítricos	0	0	0	94	143	0	0	0
Pasto Natural	0	0	0	304	828	217	0	0
Pasto Artificial	284	7	0	29	0	477	0	0
Bosque Latifolias	0	0	0	10	0	0	669	0
Bosque Manglar	0	0	0	0	0	0	0	3344
Cultivos Varios	86	0	0	2	0	24	0	0
Herbazal de Ciénaga	0	0	0	0	0	0	0	0
Red Vial	0	44	0	0	0	0	0	0
Aguas	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	2338	1049	1763	887	1279	722	728	3344
Exactitud Productor	84.17	95.14	100.00	10.60	64.74	66.07	91.90	100.00
Error por Omisión	15.83	4.86	0.00	89.40	35.26	33.93	8.10	0.00

Tabla 5b. Matriz de confusión obtenida para la clasificación combinada (cont.). Elaboración propia

Píxeles Clasificados	Píxeles de Referencia (Verdad Terreno)					Exactitud Usuario	Error de Comisión
	Cultivos Varios	Herbazal Ciénaga	Red Vial	Aguas	Total		
Arroz	0	0	0	0	2457	80.10	19.90
Tejido Urbano	0	0	15	0	1013	98.52	1.48
Matorral	0	0	0	0	2093	84.23	15.77
Cítricos	0	0	0	0	237	36.66	60.34
Pasto Natural	208	0	1	0	1849	44.78	55.22
Pasto Artificial	0	0	0	0	506	94.27	5.73
Bosque Latifolias	0	0	0	0	679	98.53	1.47
Bosque Manglar	0	0	0	0	3344	100.00	0.00
Cultivos Varios	819	0	1	0	932	87.88	12.12
Herbazal de Ciénaga	0	421	0	0	421	100.00	0.00
Red Vial	0	0	180	0	224	80.36	19.64
Aguas	0	65	0	1073	1138	94.29	5.71
Total	1027	486	197	1073	14893		
Exactitud Productor	79.75	86.63	91.37	100.00			
Error por Omisión	20.25	13.37	8.63	0.00			

La clase «Cítricos» fue discriminada automatizadamente, pero ofreció un bajo índice de fiabilidad. El resto de las clases representadas fueron discriminadas automatizadamente, aunque todas necesitan de revisión y ajuste en etapas posteriores.

Conclusiones

Entre los aspectos de mayor relevancia a destacar en el trabajo destacan los siguientes:

— El análisis espectro-temporal permitió refinar la discriminación de las clases poco se-

Tabla 6: Comparación de los índices de verificación para cuatro clasificaciones

Clasificación	Fiabilidad global	Índice Kappa
Clasificación no supervisada de dos imágenes	59.3%	0.5253
Clasificación supervisada de una imagen	61.8%	0.5579
Clasificación supervisada de una imagen + Media de Textura	74.00%	0.6942
Clasificación combinada de imágenes de dos fechas (análisis espectro-temporal)	84.8%	0.8268

parables espectralmente, atendiendo a su variabilidad fenológica-temporal.

— La metodología empleada basada en dicho análisis, ofreció los mejores índices de verificación en comparación con todos los métodos de clasificación digital experimentados, permitiendo discriminar de forma automatizada y directa un grupo de clases informacionales, mientras que otras clases se obtuvieron en la etapa de pos-clasificación

— La importancia y necesidad del emplear en los estudios medioambientales que usen datos de satélites como materia prima básica las leyendas de clases de ocupación del suelo, evidenciándose que si previamente no hay una nomenclatura de clases informacionales concebida, se dificulta la obtención de una cartografía temática que refleje un concepto orgánico y estructurado de la cobertura de la tierra.

— En el caso discutido se utilizan imágenes provenientes del Landsat ETM+ (SLC-Off) con defectos radiométricos, demostrándose la recuperación de las mismas, en lo fundamental mediante la aplicación de una metodología y un software diseñado y desarrollado en Cuba, lo cual constituye un paso de importancia para la disponibilidad de imágenes satelitales en estudios medioambientales de importancia para el país.

— De forma general, la clasificación digital de la imagen resultó un proceso de aproximaciones sucesivas y mejoras continuas sobre todo en lo que respecta al diseño del muestreo y selección de los métodos de verificación en gabinete de los resultados; la generalización de polígonos; entre otros, y el paso de los vectores a un SIG para la edición del mapa, aspectos que deben ser perfeccionados en lo adelante.

Los mapas obtenidos como resultado del estudio realizado, constituyen herramientas para apoyar la gestión de los directivos de las em-

presas agrícolas y de las entidades que rigen las políticas del medio ambiente en el territorio, pues los mismos contienen los indicadores y estadísticas de las coberturas que ayudan a fundamentar la toma de decisiones para mejorar la planificación territorial.

Referencias

- Chuvieco, E. 1998. «El factor temporal en teledetección: evolución fenológica y análisis de cambios», *Revista Española de Teledetección*, 10: 39-48.
- Chuvieco E. 2002. «Aportaciones de la teledetección espacial a la cartografía de ocupación del suelo», *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, No. 5: 29.48, Ed. Univ. Complutense, 1985.
- Chuvieco, E. 2010. *Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el Espacio*, Editorial Ariel Ciencia, Segunda Edición, España
- Crist, E. P., y Cicone, R. C. 1984a. «Application of the tasseled cap concept to simulate Thematic Mapper data», *Photogrammetric Engineering of Remote Sensing*, 50: 343-352.
- Estrada, R., Martín, G., Martínez, P., Galano, Z., Bell-lloch, I., Rodríguez, N. 2010a. «Metodología para el rellenado de los vacíos (Gaps) provocados por la falla del Corrector de Líneas del Escáner (Scan Line Corrector, SLC-off) en las imágenes Landsat 7-ETM+ (Landsat ETM 7-SLC-off Gap Filled) y la creación de mapas de Vegetación 1:100 000 y 1:250 000 con las imágenes obtenidas. La Habana, Cuba.
- Estrada, R., Galano, Z., Bell-lloch, I., Rodríguez, N. 2010b. Manual del Software SLC-off Gap Filled Versión Cubana 1.1, Agencia de Teledetección, Grupo Empresarial Geocuba, Ciudad Habana, Cuba.
- Gong, P. 1994. «Integrated analysis of spatial data from multiple sources: an overview», *Canadian Journal of Remote Sensing*, 20:349-359.
- Gopal, S., y Woodcock, C. 1996. «Remote sensing of forest change using artificial neural networks», *IEEE Transactions in Geoscience and Remote Sensing*, 34: 398-404

- Lo, T. H. C., Scarpace, F. L., y Lillesand, T. M. 1986. «Use of multitemporal sapectral rofiles in agricultural land-cover classification», *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52: 335-544.
- Mergerson, J. W. 1981. «Crop area estimates using ground gathered and Landsat data: A multitemporal approach», *15th Intern. Sym. Rem. Sen. of Environment*, Ann Arbor: 1211-1218.
- Observatorio De la Sostenibilidad. 2006. *Cambios de ocupación del suelo en España: Implicaciones para la sostenibilidad. Principales resultados a nivel nacional y por Comunidades Autónomas*, Madrid. Ministerio de Medio Ambiente.
- Ponvert-Delisles, D. R. 2003. «Leyenda de Categorías de Ocupación del Suelo para Cuba. Una herramienta imprescindible para abordar la cartografía de las coberturas terrestres por Teledetección». *Revista de Teledetección*. Revista de la Asociación española de Teledetección, No.19, Madrid, España. pp. 11-17.
- Potter, C. S., y Brooks, V. 2000. «Gloval analysis of empirical relations between annual climate and seasonality of NDVI», *International Journal of Remote Sensing*, 19: 2921-2948.
- Raíces, V. O. 1963. La teoría de la proyección cónica conforme de Lambert y su aplicación a Cuba, Universidad de La Habana, Cuba.
- Roche, E. R., y García, A. 2011. «El Sistema Geodésico Nacional de la República de Cuba y la necesidad de adoptar un nuevo marco de referencia», *Memorias de la XIV Convención y Feria Internacional «Informática 2011»*, La Habana, Cuba.
- Sader, S. A. y Wine, J. C. 1992. «RGB-NDVI colour composites for visualizing forest changes dynamics», *International Journal of Remote Sensing*, 13: 3055-3067.
- Schriever, J. R., y Congalton, R. G. 1995. «Evaluating seasonal varability as an aid to cover-type mapping from Landsat Thematic Mapper data in the Northeast», *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61: 321-327.
- Wald, L. 1999. «Some Terms of reference of Data Fusion», *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 12: 2281-2297.

Caso práctico

Monitoring macrophytes cover and taxa in Utah Lake by using 2009-2011 Landsat digital imagery

S. Rivera¹, K. Landom¹ and T. Crowl¹

¹ Ecology Center & Department of Watershed Science. Utah State University. Logan, Utah. 84322-5210. USA

Abstract

Macrophytes serve a valuable function in lake ecosystems; they stabilize sediments and associated nutrients, and they provide important habitat for fish and wildlife. As such, the coverage and taxa composition of macrophytes have been selected as priority parameters for monitoring the Utah Lake ecosystem. The goal of this project was to develop a macrophyte monitoring procedure for Utah Lake's tributary watershed using Landsat imagery to map macrophyte vegetation distribution around the lake. We first used a combination of GPS points collected in the field and points extracted from a high resolution image to train a macrophyte distribution model. Some 500 GPS points were divided into four categories: 1. Open water, 2. *Phragmites australis*, 3. *Typha latifolia* (Bullrush) and 4. Terrestrial vegetation. We then established the spectral signatures and statistically isolated the four categories. Finally, we employed a hybrid classification, a combination of supervised (SEE-5 software) and unsupervised classifications to isolate the pixels representing the four classes. After several attempts a preliminary model showed a 74% and 78% mapping accuracy for *Phragmites australis*, and *Typha latifolia* (Bullrush) respectively. It also showed an overall mapping accuracy of 67% for the four classes. There is an ongoing process to improve model's accuracy with more field data. Once our macrophyte model is calibrated, we plan to map historical macrophyte distribution and taxa composition using a 1984-2012-time series of Landsat images. The proposed procedure has proven invaluable to Utah Lake ecosystem monitoring efforts.

Key words: Macrophytes, Landsat TM, SIG, remote sensing, Lake, spectral classification, Utah.

Resumen

Monitoreo de la cobertura de la vegetación macrófita en el Lago Utah usando imágenes satelitales Landsat de 2009-2011

Los macrófitos cumplen una función valiosa en los ecosistemas lacustres, estabilizan los sedimentos y nutrientes asociados, y proveen un hábitat importante para los peces y la vida silvestre. Por lo tanto, la composición de los taxones y la cobertura de macrófitos han sido seleccionados como prioritarios para el seguimiento de los parámetros del ecosistema del Lago Utah. El objetivo de este proyecto era iniciar un procedimiento de control de macrófitos en la cuenca afluyente del Lago Utah, usando imágenes Landsat para cartografiar la distribución de la vegetación de macrófitos alrededor del lago. En primer lugar, utilizamos una combinación de puntos GPS recolectados en el campo y puntos extraídos de una imagen aérea de alta resolución

* Autor para la correspondencia: samuel.rivera@aggiemail.usu.edu

Recibido: 01-02-13; Aceptado: 24-04-13.

para entrenar un modelo de macrófitos. Unos 500 puntos GPS se dividieron en cuatro categorías: 1. Aguas abiertas, 2. *Phragmites australis*, 3. *Typha latifolia* (Bullrush) y 4. Vegetación terrestre. A continuación, se establecieron las firmas espectrales, aisladas estadísticamente de las cuatro categorías. Finalmente, se empleó una clasificación híbrida, una combinación de supervisada (software SEE-5) y clasificaciones no supervisadas para aislar los píxeles que representan las cuatro clases. Después de varios intentos un modelo preliminar mostró una precisión de clasificación del 74% y 78% para *Phragmites australis* y *Typha latifolia* (Bullrush) respectivamente. También se mostró una precisión de clasificación general del 67% para las cuatro clases. Actualmente se está en proceso de mejora de la exactitud del modelo con más datos de campo. Una vez que nuestro modelo de macrófitos esté calibrado, tenemos la intención de cartografiar la distribución histórica y composición de macrófitos utilizando una serie temporal de imágenes Landsat de 1984-2012. El procedimiento propuesto en este estudio ha demostrado ser muy valioso para los esfuerzos de monitoreo del ecosistema del LagoUtah.

Palabras clave: Macrófitos, Landsat TM, SIG, Teledetección, Lagos, Clasificación espectral, Utah.

Introduction

Macrophyte abundance has multiple functions in a Lake. It stabilizes sediments, retains nutrients, and provides habitat for fish and wildlife and help to accelerate positive changes in water quality. It is a key ecosystem component, and has been selected as one of the priority performance measures for reporting yearly ecosystem status. Without aquatic plants, near-shore wave activity is not suppressed and sediments typically anchored by their roots become suspended in the water column and add to already increased turbidity of the lake. The extent of macrophytes in Utah Lake varies directly with water clarity and near-sediment light levels, and inversely with water depth. Because macrophytes responds to water clarity, which is affected in part by the amount of nutrients / algae present in the water, it also is an important performance measure for evaluating the success of nutrient reduction efforts in the Utah Lake.

The incorporation of remote sensed and spatial related data is something that can produce excellent results in measuring macrophytes cover increase/decrease over time. GIS and remote sensed data manipulation provide the advantage of working in a multivariate scenario capable of managing multiple axes of variables ranges. Geospatial data are useful to provide understanding of the biological responses of fish species and their interactions with their surrounding environment, especially

macrophytes cover and extent. This effort intends to estimate coverage and taxa composition of macrophytes in Utah Lake by extracting all the available spatial related data from a time series of Landsat images from 1984 to 2011 at a resolution of 30 by 30 meters.

We propose the annual assessment of existing and changing area coverage and taxa composition of macrophytes using Landsat digital imagery. We used to characterize the current abundance and species composition, and to determine if macrophytes are increasing in abundance with management actions. In essence, we investigated the capability of Landsat digital imagery for the spectral separation of macrophyte vegetation sampled within the Utah Lake in central Utah.

The primary goal of this project was to estimate coverage and taxa composition of macrophytes in Utah Lake and develop a monitoring protocol to estimate the total abundance and extension of macrophyte vegetation in Utah Lake using a spatially explicit method over time.

The research questions that we expected to answer with this research initiative were the following:

1. How much is the total abundance of macrophytes in Utah Lake?
2. What was the composition of the plant community of macrophytes in Utah Lake?
3. How we could develop a protocol to monitor the changes of macrophytes' distribution in Utah Lake?

The end product of this research was to provide a monitoring protocol using existing Landsat imagery series for tracking the extent and cover of macrophytes along the Utah Lake. We also intended to characterize macrophyte plant community by species, using spectral signals. This information can be then used to monitor changes of management actions that potentially affect submerged vegetation—macrophytes— extent and other related resources along the Utah Lake.

Methods

Study Area

Utah Lake is the largest freshwater to the west of the Mississippi. It is located within $40^{\circ}14'42''\text{N}$ and $111^{\circ}47'51''\text{W}$ coordinates (Figure 1). Its catchment area is of 9,960 km². It is a remnant of a much larger pleistocene lake called Lake Bonneville, which existed from 75,000 to 8,000 years ago. At its peak 30,000



Figure 1. GPS-sampling of macrophyte vegetation locations growing around the Utah Lake. Some 500 GPS points were located *on screen* sampling on high resolution image and in the field (ground truth data). Upper map shows location of Utah Lake.

years ago, Lake Bonneville reached an elevation of 1,550 m above sea level and had a surface area of 51,000 km², which was nearly as large as Lake Michigan (SWCA, 2007). Utah Lake is within Utah Valley, in north-central Utah. Mountains surround Utah Valley on three sides: The Wasatch Range to the east, Traverse Mountains to the north, and Lake Mountain to the west. Mount Nebo reaches an altitude of 3,616 m, and Mount Timpanogos reaches an altitude of 3,580 m, nearly 2,210 m above the valley floor.

On the western side of Utah Valley, the Utah lake is overlooked by Mount Timpanogos and Mount Nebo. Primary inflows Provo and Spanish Fork Rivers and primary outflows Jordan River. The lake's only river outlet, the Jordan River, is a tributary of the Great Salt Lake and is highly regulated with pumps. Evaporation accounts for 42% of the outflow of the lake, which leaves the lake slightly saline (SWCA, 2007). The elevation of the lake is legally at 1,368 m above sea level. If the lake elevation goes any higher, the Jordan River pumps and gates are left open.

Taxa Composition

The Common reed, *Phragmites australis*, is a large perennial grass and it is found in wetlands of temperate and tropical regions of the world and 3-4 species are recognized. It is largely known as an invasive species and produces harmful toxins for other plants. In the US, there is a large debate if it is native or exotic specie. It tolerates some salinity and spread as a floating mat in 1-m dept waters (Wu, 1990).

Typha latifolia is a flowering plant in the family Typhaceae. There are around eleven species distributed mainly in the Northern Hemisphere. It is also known as bulrush, bullrush, reedmace, cattail, catninetail, punks, or corndog grass (Wu, 1990). It is also considered as invasive and grows in turbid waters.

Geo-Spatial Data Compilation

As part of this geo-spatial data base development process, a time series of Landsat



Figure 2. Picture showing a Aug-2009 Landsat image from Utah Lake and surrounding areas. All images from 1984-2011 for this area were downloaded from this USGS glovis site (<http://glovis.usgs.gov/>). A later image of September-2011 was also downloaded to study macrophyte coverage changes.

images, from Utah Lake and surrounding areas were downloaded and organized. All images from 1984-2012 for this area were downloaded from the USGS glovis site (<http://glovis.usgs.gov/>). These images are now available for free at the USGS glovis web site and were selected, downloaded, pre-processed and stored in our geo-database. Figure 2 shows an Aug-2009 Landsat image as it is seen at the glovis web site. The selected images were within the growing season from the above mentioned years: May through September. These images will be used to detect macrophytes cover changes in a 28-year span and can be used to related macrophyte' plant population decline or increase through these years.

We collected all shape files available at the AGRC —Official Utah state site— (<http://agrc.utah.gov/>). We also gathered all geographic information available at Crowl's aquatic Lab at Utah State University and the GIS files available at the Utah's Division of Wildlife Resources (UDWR) field office in Springville, Utah. The geo-data base is composed of all GIS layers in raster and vector format- of Utah Lake and the surrounding

areas. Inconsistencies and duplicates of the information were also checked and updated as needed. The data and the format of the data were also checked and reviewed. Some of the historic or past data did not have accurate location records. UTM of all points of interest and sampling locations were manually added to most of the locations and data records.

Field Data Collection: Sampling

We started collecting field sampling data (GPS points) along with points extracted from 1-foot (0.3 meter) high resolution aerial color photos to train a model. A preliminary effort was done (Figure 1), by locating 42 macrophyte site locations. They were geo-referenced in July of 2010 and then in July 2011 some other 100 locations were identified and georeferenced. These GPS points were collected and divided in four categories: 1. Open water, 2. *Phragmites australis*, 3. *Typha latifolia* (Bullrush) and 4. Terrestrial vegetation. A fifth class of *Mixed vegetation* (Phragmatis and Bullrush) was used in the 2009 classification model. Each site was identified with a UTM coordinate using a



Figure 3. Image Pre-processing using ERDAS Imagine software: All seven bands (files, TIFF files) were downloaded and collapsed to form a single file (img format) using the “layer stack” function (Figure 3). Picture shows a Subset of the 2011-September Landsat image after it has been atmospherically corrected.

GPS unit. Field data were recorded onto paper field forms and subsequently entered into a database. Field forms were developed in an Access database to record GPS coordinates and photos of field sampling locations. A total of 500 field samples were collected from different field and digital sources. These data were used as a field-input data in these analyzes. Data layers were produced by clipping raw data layers to a 100 meters buffered the lake boundary, and then scaling by standard deviation. The standard deviations were multiplied by 100 and rounded to the nearest whole number.

Image Processing

Image pre-processing was performed using ERDAS Imagine Ver 9.4 software: All seven bands (files, TIFF files) were downloaded and collapsed to form a single file (img format) using the “layer stack” function (Figure 3). Most remote sensing derived data were obtained from Landsat TM scenes taken in 2009 and 2011. We used the software ERDAS Imagine to process the 2009 and 2011 maps. Once this procedure was fine tuned on the 2009- image, consecutive procedures were utilized to obtain the 2011 model. Spatial data was manipulated using ArcGIS ver 9.4.

An Image standardization procedure was performed in all images. This allows elimination of glare, haze, and corrects satellite angle distortion and other atmospheric abnormalities. Picture in Figure 4 shows a Subset of the 2011-September Landsat image after it has been atmospherically corrected. A procedure developed at Utah State University for correcting sun illumination geometry, atmospheric effects and instrument calibration (<http://earth.gis.usu.edu/imagestd/>). It also converts Digital Numbers from raw data images into reflectance values. This procedure is necessary to establish homogenous conditions for all images for further comparisons.

Sampled brightness values for the macrophyte sites were tested for differences using

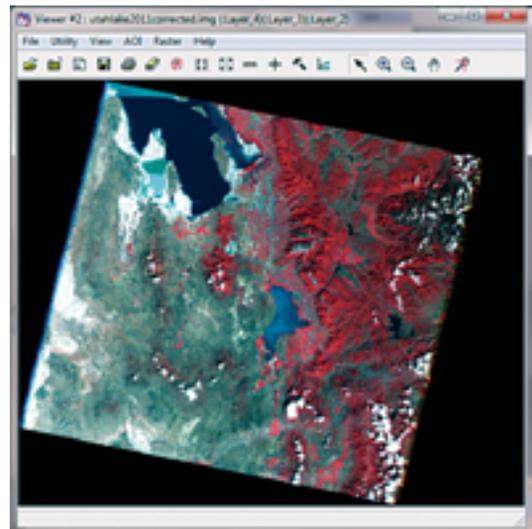
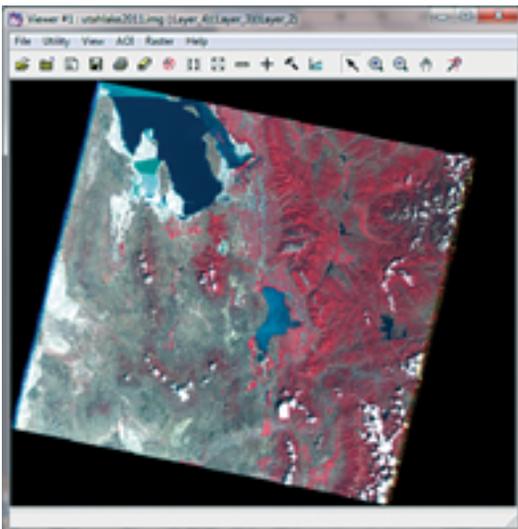


Figure 4. Image standardization procedure allows elimination of glare, haze, and corrects satellite angle distortion and other atmospheric abnormalities.

these spectral separation procedures (Werstak, 2004) 1) the Simple Ratio (near-infrared/red), 2) NDVI or Normalized Difference Vegetation Index (near-infrared – red/near-infrared + red), 3) near-infrared/green ratio, and 4) red/green ratio. Once we identified the best spectral separation procedure. We employed a hybrid classification (Jensen, 2005), a combination of supervised (See-5 software [RuleQuest Research, 2004] and NLCD —National Land Cover Dataset— extension) and an unsupervised classification —Cluster busting technique, which eliminates other clusters of pixels to isolate the pixels representing only the four studied classes vegetation—. This allowed us to establish the spectral signatures for the four sites types to statistically isolate the vegetation sites from the others.

Once we tested the estimation of macrophyte distribution with Landsat imagery and the procedures describe above, we conducted a discrimination procedure oriented to differentiate mainly *Phragmites australis* from *Typha latifolia*.

Data manipulation and analyzes were done mostly using the software Erdas Imagine version 9.1. All layers and data points were arranged in ArcGIS ver 9.4 GIS software. Data overlapping and sampling (“drilling”); the xy points into the layers, were used in Arc GIS using the sampling function in the spatial analysis tool box. The Raster calculator was used to draw the spatial distribution based on the resulting logistic model.

Classification Algorithm

Regression trees are used to predict a continuous dependent variable from one or more continuous and/or categorical independent variables. They offer certain advantages over other classification methods in that they are non-parametric and make no assumptions about the form (linear or non-linear) or the nature (monotonic or non-monotonic) of the relationship between predictor and dependent variables. They are also simple to interpret and easily implemented as a series of if-then statements applied to the independent variables to determine a set of

end-nodes representing discrete, homogeneous distributions of the dependent variable (Defries *et al.*, 2000). A clue to how they function is provided by their alternative name of recursive partitioning methods (Fielding, 1999).

Decision points are called nodes, and at each node the data are partitioned. Each of these partitions is then partitioned independently of all other partitions, hence the alternative name of recursive partitioning. This could carry on until each partition consisted on one case. This would be a tree with a lot of branches and as many terminal segments (leaves) as there are cases. Normally some ‘stopping rule’ is applied before arriving at this extreme condition. Inevitably this may mean that some partitions are ‘impure’ (cases are a mixture of classes), but it is necessary to balance accuracy against generality. A tree which produced a perfect classification of training data would probably perform poorly with new data (Eq. 1):

$$SS(t) = \frac{1}{N(t)} \sum_{i=1}^n n_i [f_i - f^-(t)]^2 \quad [1]$$

Where $N(t)$ is the number of cases in node t , n_i is the value of the frequency variable, f_i is the value of the response variable (fraction i) and $f^-(t)$ is the mean fraction for node t . Parent node splitting continues until one of the following specified criteria are met: a maximum number of 23 splits, a minimum of 5% reduction in error, or a minimum of five cases in each node. For all regression tree models, fractions were binned into 20% intervals, producing parent nodes that were sufficiently heterogeneous to allow node splitting based on the specified error reduction criterion. Individual fractions predicted separately were constrained to sum to one on a pixel basis.

Model Accuracy

In thematic mapping from geo-referenced data, the term accuracy is used typically to express the degree of ‘correctness’ of the predicting model (Foody 2002, Gilbert *et al.* 2005). Model accuracy assessment was performed in this study to compute the probability of error for the macrophyte

Table 1. Distribution of the four classes around the Utah Lake

Classes	Area (ha)	Area (%)
Open water	33,978.69	85.3
Phragmatis	3,947.76	9.9
Bullrush	992.43	2.5
Terrestrial vegetation	910.35	2.3
Total	39,829.23	100.0

prediction map (2009). Samples were “drilled” into the final prediction map to determine which samples fell correctly into the modeled classes (Lowry *et al.* 2008). Procedure involved the use of Arc GIS ver 9.2 and the spatial analysis tool: sampling. R statistical software was used for the calculations.

About 20% of the ground truth and on-screen sampling data enabled us to validate the map and measure the accuracy of the model using the overall accuracy of the model. The overall accuracy can be interpreted as follows: Values below 40% would suggest the agreement between reference data and the mapped data is poor and could occur by chance. Values between 40% and 80% represents moderate agreement and values over 80% represents strong agreement (Congalton and Green, 1999). A value of 70% or higher is expected and is acceptable for this study, since Landsat imagery is of moderate resolution.

Results

Macrophyte Distribution

The four mapped classes showed a distribution in which around 33,000 has area occupied by open water, 3,947 has of Phragmatis (around 9.9%), 992 has of Bullrush (2.5%) and 910 has. of terrestrial vegetation growing around the lake (some 2.3%). (Table 1, Figure 5).

A logical distribution of macrophyte vegetation distribution was obtained and visualized in Figure 5. Phragmatis was mapped at the inner edge of the lake, close to the open water and Bullrush was mapped at the outer edge of the lake, which represents the actual,

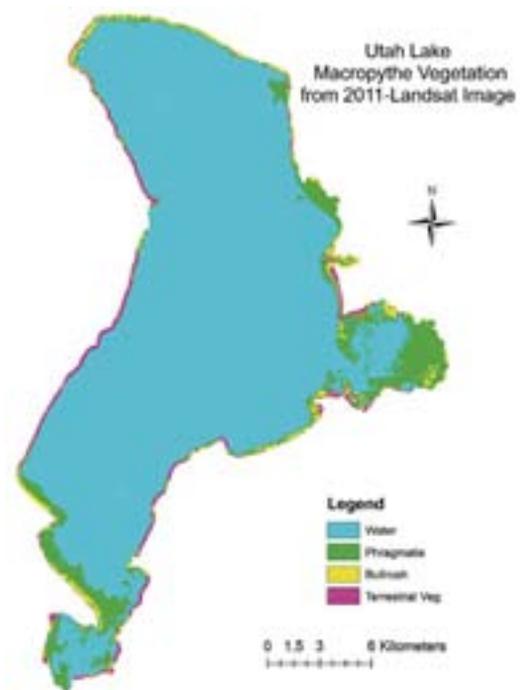


Figure 5. Final model of Macrophyte classification using a 2011-September Landsat image. Overall mapping accuracy was 67% and 74% for *Phragmites australis*, and 78% for *Typha latifolia* (Bullrush).

seen on the ground, distribution. Terrestrial vegetation was also mapped correctly, right at the shore line. Bullrush mapping areas showed a more realistic distribution (had the highest mapping accuracy) compared to the Phragmatis. Phragmatis showed a thicker layer around the lake shoreline that is observed in Figure 5. This thicker layer may be attributed to a confusing factor occasioned by the lake high turbidity and high algae production activity.

Model Validation

The overall accuracy for the 2009 distribution model was 61.27%; Bullrush grass had the highest mapping accuracy: 76% and Open water has the lowest mapping accuracy: 47%. This indicates that from all withheld sites 61.27% of the sites fell correctly into that class in the predicted model. The highest analyzed class; Bullrush had 76% accuracy (Table 2). In general, the model performed better at predicting the Phragmatis and Bullrush. The

Table 2. Confusion Matrix of the Five Classes Distribution Model around Utah Lake using a 2009-Landsat image

Classes	1 Water	2 Phragmatis	3 Bullrush	4 Mixed Vegetation	5 Terrestrial veg	Total
1 Water	88	6	2	11	2	109.00
2 Phragmatis	47	146	4	8	0	205.00
3 Bullrush	21	44	22	4	4	95.00
4 Mixed veg	25	22	1	25	0	73.00
5 Terrestrial veg	5	2	0	0	11	18.00
Total	186	220	29	48	17	500.00
Accuracy (%)	47	66	76	52	65	61.27

Table 3. Confusion Matrix of the Four Classes of Final Macrophyte Distribution Model around Utah Lake using a 2011-Landsat image.

Classes	1 Water	2 Phragmatis	3 Bullrush	4 Terrestrial veg	Total
1 Water	99	6	2	2	109.00
2 Phragmatis	54	147	4	0	205.00
3 Bullrush	25	45	21	4	95.00
4 Terrestrial veg	5	2	0	11	18.00
Total	183	200	27	17	427.00
Accuracy (%)	54	74	78	65	67.52

model also identified a clear and logical distribution pattern along the gradients of depth along the lake's shoreline. Field visits around and within the lake were conducted. A visual validation was performed using expert knowledge and field observations.

The 2009 prediction model served as a first step to work on a 2011- image. As you can see in Tables 2 and 3, the mapping accuracy improved in the 2011 model. The reason may be attributed to the elimination of the «mixed vegetation» class which was a confusing class. The spectral separation in the classification algorithm did not provide a clear discrimination among all other classes. Improvements in the 2011-classification can be seen in details in Table 3.

The overall accuracy for the 2011 distribution model was improved up to 67.52% (Table 3); Bullrush grass had the highest mapping accuracy: 78% followed by Phragmatis with 74%. Open water had the lowest mapping accuracy: 54% (Table 3). This indicates that from all withheld sites, 67.52% of the sites fell correctly into that class in the

predicted model. In general, the model performed better at predicting the Phragmatis and Bullrush with the 2011-Landsat imagery. The model also identified a much better and logical distribution pattern along the gradients of depth along the lake's shoreline. A visual validation was also performed using expert knowledge and field observations. Final distribution was checked in the field and we agreed that final predicted distribution matches observed distribution.

Mixed vegetation was eliminated in the 2011-model and it seems to improve the model's accuracy. It was deduced that it was a confusing factor for the classification procedure. The general tendency of the model is the same, but the accuracy is slightly better in the 2011 when compared to the 2009 image classification's model.

We can also observe in the results that in both classifications, open water had always the lowest accuracy. That means that both models (2009 and 2011) overestimate macrophyte extension in the lake. Since clear water has a very distinct spectral signature, we believe that

water turbidity and/or submerged macrophytes are affecting the classification. In fact, since this is a hypertrophic lake, the amount and concentration of algae, and in general: dissolved nutrients in the water column might have been affected the classification. We recommend the use of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) or other spectral separation indexes to define the range of open water values and isolate this class from the others. More field acquired GPS training data will also improve the model's accuracy.

Conclusions

The *Phragmites* covers around 9.5% of the total area, and *Bullrush* covers around 2.8% of the area. The Overall Mapping Accuracy was of 67.52%. *Bullrush* grass had the highest mapping accuracy: 78%, followed by *Phragmites* with 74%. Open water had the lowest mapping accuracy: 54%

Our data indicate that Landsat imagery and remote sensing tool promise to potentially describe and predict spatial and temporal changes in macrophytes vegetation in Utah Lake.

According to the obtained results, we stayed with the use of Landsat imagery and the proposed procedure for a multitemporal analysis of macrophyte distribution in Utah Lake. This represents a quick and affordable method. The use of a higher resolution sensor such as 15-m resolution Aster imagery or aerial photographs with a more intense field work can produce a finer result, but a higher cost, so the chance of replicability through time is reduced.

More GPS-ground data may be needed to improve the Overall Mapping Accuracy. As it was mentioned before, there is a potential to use high resolution sensors, however there are some restriction regarding its replicability. High resolution imagery is expensive and Landsat imagery still offers an affordable availability of images. The use of Landsat imagery seems to be a promising tool for past and future monitoring of macrophytes taxa and distribution in Utah Lake

This study demonstrates the effective use of GIS and remote sensing tool promise to

describe and predict potentially spatial changes in macrophytes vegetation at the lake ecosystem level. Older modeling prediction techniques provided little spatial information of where plant species distribution could be expected to be located in lake ecosystems.

GIS and Remote Sensing techniques combined with statistical analyzes, offer a promising tool to place plant distributions along environmental gradients, and thus providing important knowledge of where management efforts might be efficiently directed to mitigate the negative aspects of such possible vegetation change.

Acknowledgements

This research was funded by The June Sucker Recovery Implementation Program (JSRIP) and The Utah State University's Ecology Center.

References

- CONGALTON, R. G. & GREEN, K. 1999. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*. Boca Raton: Lewis Publishers.
- FIELDING, A. H. (editor). 1999. *Ecological Applications of Machine Learning Methods*, Kluwer Academic.
- FOODY, G. 2002. Status of land-cover classification accuracy assessment, *Remote Sensing of Environment*. 80: 185-201.
- GILBERT, M., GUICHARD, S., FREISE, J., GRÉGOIRE, J.-C., HEITLAND, W., STRAW, N., TILBURY, C. & AUGUSTIN, S. 2005. Forecasting *Cameraria Ohridella* Invasion Dynamics in Recently Invaded Countries: From Validation to Prediction. *Journal of Applied Ecology*. 42: 805-813.
- JENSEN, J. R. 2005. *Introductory digital image processing: a remote sensing perspective*. 3rd. Ed. Pearson-Prentice Hall. 526 p.
- LOWRY, J. L., LANGS, L., RAMSEY, R. D., KIRBY, J., & SHULTZ K. 2008. An Ecological Framework for Fuzzy Set Accuracy Assessment of Remote Sensing-Based Land Cover Maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 74(11): 1509-1520.
- SWCA, Inc. 2007. Provisional Monitoring Plan for Aquatic Resources of Utah Lake. Prepares for June Sucker Recovery Implementation Program

- and Central Utah Water Conservancy District. Technical Committee Review Draft. May 14, 2007. 57 p.
- RULEQUEST RESEARCH (2004). WWW URL: <http://www.rulequest.com/index.html> (accessed on June 21, 2010).
- WERSTAK, C. E. 2004. Spectral separation of Submerged Aquatic vegetation using two-meter multispectral digital imagery. Master Thesis. Utah State University, Department Environment and Society. 63 p.
- WU, L. 1990. Colonization and establishment of plants in contaminated sites. *In* A.J. Shaw (Ed.), *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*, CRC Press, Boca Raton, FL (1990), pp. 269-284.

Caso práctico

Realización de mapas de cobertura de la tierra a partir de imágenes polarimétricas

D. Hernández, D. Pinilla

¹ *Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Código postal 111131. Bogotá, Colombia*

Resumen

Este documento tiene una breve descripción de un proyecto de grado denominado «REALIZACION DE MAPAS DE COBERTURA DE LA TIERRA USANDO IMÁGENES POLARIMÉTRICAS» (Caso de estudio: Tabío, Chía, Cota y Tenjo). Se propuso este proyecto, ya que en Colombia no existe una técnica alternativa aplicada en polarimetría para hacer mapas temáticos, este proyecto se enfocó en identificar la cobertura de la tierra como un elemento importante en la gestión de territorios, usando software libre como «PolsarPro 4.2» e imágenes Radarsat 2 que poseen las 4 polarizaciones.

Las imágenes polarimétricas son básicamente un tipo de imagen de radar que manejan diferentes polarizaciones, dependiendo de cómo fue capturada la imagen al momento de la toma, se pueden tener 4 polarizaciones si hablamos de un sensor como RADARSAT 2, lo que permite combinarlas entre sí. Actualmente estas imágenes son la base para la introducción y el desarrollo de nuevos proyectos de investigación.

Para este proyecto se ha propuesto una metodología compuesta de una serie de análisis cualitativos y cuantitativos de los procesamientos obtenidos en Polsarpro 4.2 como firmas, descomposiciones y segmentaciones polarimétricas. Con el fin de evaluar si el resultado final es un mapa temático válido que pueda ser usado como insumo básico o complementario a las imágenes satelitales ópticas.

Palabras clave: Sensoramiento remoto, Radar, Polarimetría.

Abstract

Making landcovermaps using radar polarimetry

This paper has a brief description about a final paper called “MAKING LANDCOVER MAPS USING RADAR POLARIMETRY” (study case: Tabío, Chía, Cota and Tenjo), this project was proposed, since in Colombia no exist an alternative technique applied in polarimetry to do thematic maps, constituting a new research topic in remote sensing radar. This project was focused to identify the land cover as an important element in the territories management, using free software like “PolsarPro 4.2” and Radarsat 2 polarimetric images which have four polarizations.

The polarimetric images are basically a type of radar image that managing different polarizations, depending on how the image was captured, you can have four polarizations if we speak of a sensor as RADARSAT 2. Currently these images are the basis for the introduction and development of new research projects.

It has proposed a methodology composed of a series of qualitative and quantitative analysis of processings obtained in Polsarpro4.2 as signatures, decompositions and polarimetric segmentations. In order to assess whether the end result is a valid topic map that can be used as a basic or complementary to optical satellite images.

Key words: Remote Sensing, Radar, Polarimetry.

* Autores para la correspondencia: derlyhernandez01@gmail.com, dkpinillav@gmail.com
Recibido: 14-05-13; Aceptado: 04-06-13.

Introducción

Se busca la generación de un mapa de uso y cobertura del suelo a partir de 4 imágenes polarimétricas Radarsat 2 que son un tipo de imagen radar que pueden presentar hasta cuatro polarizaciones (lo cual posibilita la combinación de polarizaciones múltiples), actualmente objeto de estudio en la incursión y desarrollo de nuevos proyectos de investigación relacionados con la caracterización de coberturas; por implementación de una metodología propia de trabajo compuesta por una serie de análisis cualitativos, cuantitativos y análisis de procesamientos obtenidos en PolSarpro como firmas, descomposiciones y segmentaciones polarimétricas. Con el fin de evaluar el resultado final que es un mapa temático así como la utilidad en el uso de insumos alternativos como es en este caso, las imágenes polarimétricas radar.

Metodología

A continuación se describe la metodología propuesta para la generación de un mapa de coberturas del suelo de la sabana centro de Bogotá, Colombia; esta metodología está compuesta por una serie de análisis visuales y numéricos los cuales nos permitieron determinar la efectividad de las imágenes radar en este tipo de aplicaciones.

Se realiza una salida de campo sobre la zona en donde se hace una recolección de puntos de control y el reconocimiento en el área de estudio, esta actividad se llevó a cabo el día 13 de diciembre de 2011. Las capturas fotográficas realizadas en cada punto se realizaron para llevar un seguimiento y corroborar así los resultados generados en el proyecto, de igual manera se realizó una comparación con fotografías aéreas cuya toma es relativamente cercana a la de la imagen radar (2007), con el fin de asegurar si la zona aún conserva la misma cobertura del 2008.

Análisis cualitativo

Compuesto por una serie de análisis visuales este busca identificar coberturas, seleccionar

Composiciones y corregir deficiencias en ruido, a continuación se describe el proceso realizado.

Calibración

La calibración polarimétrica, busca corregir las distorsiones que se pueden dar en la matriz de dispersión, y así poder optimizar los resultados que se puedan generar en el procesamiento de los datos.

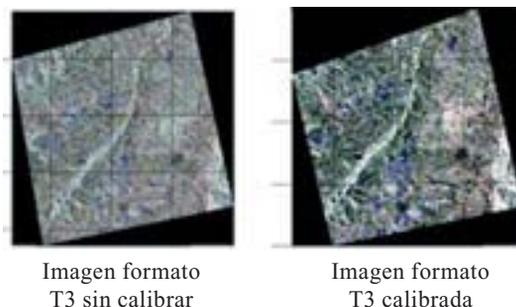


Figura 1. Tabla comparativa entre imágenes calibradas y sin calibrar.

A simple vista se observa diferencias en brillo y contraste, lo cual permite diferenciar de una manera más sencilla las coberturas encontradas. De igual manera permite visualizar características geomorfológicas como drenajes.

Realce radiométrico

La aplicación de un filtro es esencial ya que al mejorar las características radiométricas de la imagen se puede mejorar significativamente el proceso de clasificación. Para este paso se optó por el uso de los filtros Lee y Lee Sigma sobre las bandas de la matriz coherencia generadas en la extracción de datos, seleccionados inicialmente en base a la teoría de filtros del documento «Material educativo para teledetección mediante radares» que indica textualmente «Para reducir el moteado, se prefieren usar los filtros adaptables (ej. filtro gamma map o lee en lugar de los filtros no adaptables (ej. filtros FFT))».

Filtro lee

A continuación se muestra el resultado obtenido por la aplicación de los filtros lee y lee

sigma, un breve análisis de textura y comentarios de las composiciones pauli generadas a partir de las bandas filtradas como un criterio de selección adicional de los filtros en discusión.

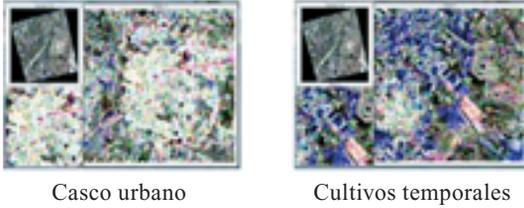


Tabla 1. Bandas polarimétricas y operaciones entre ellas generadoras de composiciones a color Pauli y Sinclair.

En Pauli RGB Se notan claramente los cuerpos de agua en tonalidades oscuras, así como las vías principales; los cascos urbanos se muestran como formas geométricas irregulares con tonos brillantes debido a la presencia de dispersión difusa causada por el efecto esquina, (reflectores angulares como el diedro o el tiedro) y las zonas de cultivo se muestra en un degrade de colores azul, verde y rosado.

Parámetros de Stokes

A continuación se muestra los resultados obtenidos para los componentes Stokes (a partir de la conversión de los datos a formato [S2]) con un tamaño de ventana 1. Pero antes, es importante aclarar que a razón de la configuración de PolSARpro para los datos de entrada ([S], [C]), los parámetros Stokes son calculados por defecto sobre toda la imagen y no sobre la imagen recortada y georeferenciada.

De acuerdo al sistema de clasificación CIAF, las coberturas identificadas alcanzan el segundo nivel de reconocimiento: cuerpos de agua (superficies libres como el río Bogotá y la re-

presa Martín y Espino), bosques y/o montes (natural), vegetación herbácea descubierta (pastizales) y cultivos (especialmente cultivos confinados y algunos cultivos temporales), y una cobertura específica alcanza un tercer nivel (construcciones urbano-residencial).

Análisis cuantitativo

En este proceso se analizan y evalúan los resultados gráficos y numéricos resultantes de la metodología propuesta; dentro de estos análisis se encuentran:

Firmas polarimétricas

Como representación gráfica a las respuestas de una onda emitida y reflejada; las firmas polarimétricas dan un patrón aproximado de las posibles características que pueda poseer un objetivo dado, es por eso que a continuación se muestran los análisis obtenidos de cada uno de los puntos de control capturados.

— Pastos: los patrones analizados permiten concluir que se trata de una cobertura de rugosidad baja con dispersión de superficie e índice de vegetación bajo.

— Cultivos confinados: muestra también un comportamiento de una esfera de doble rebote, con valores de intensidad más altos en VV.

— Suelo desnudo: esta cobertura presenta un comportamiento similar en todos los puntos de control analizados por lo que las únicas variaciones encontradas pueden ser debido a los niveles de humedad presente en cada cobertura para aquella época.

— Bosque: las firmas polarimétricas de esta cobertura coincidían por lo que el afirmar que esta cobertura es efectivamente un bosque no tiene discusión.

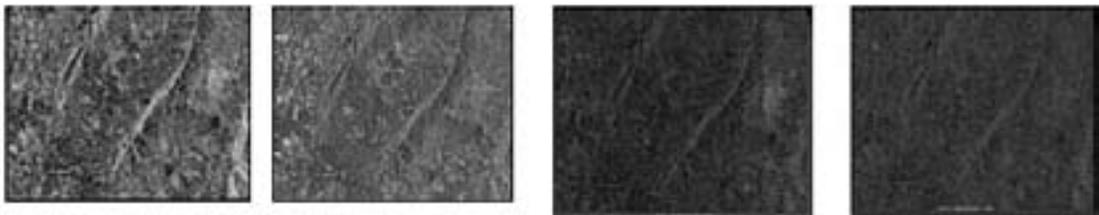


Figura 2. Componente g_0 , g_1 , g_2 y g_3 .

— Cultivos temporales: Los cultivos temporales identificados como cereales y papa presentaron variaciones de las firmas polarimétricas probablemente por tamaño y altura de la cobertura, es posible que las diferencias encontradas en las firmas sean un diferenciador que permitan separar estos cultivos.

— Construcciones: las construcciones presentaron un comportamiento homogéneo sin embargo las variaciones encontradas pueden ser debido a densidad, desarrollo y tamaño de la construcción.

— Cuerpos de agua: las diferencias encontradas en estas coberturas pueden ser debido a la presencia de residuos sobre los cuerpos de agua como es el caso de buchón de agua.

Áreas de validación

Después de haber analizado y comparado los resultados obtenidos en las firmas polarimétricas con los puntos de control, se seleccionaron los siguientes puntos que serán usados como puntos de validación para la selección de áreas de entrenamiento.

Con el fin de optimizar resultados en la selección de áreas de entrenamiento que serán usadas en la clasificación, se realizó una evaluación estadística entre las dos composiciones con el fin de seleccionar aquella con más aproximaciones al 100%.

Por un amplio intervalo de diferencia se aprecia que hay una mejor distinción de coberturas en la clasificación 301, sin embargo hay falencias al momento de diferenciar coberturas con suelo desnudo con cultivos temporales.

Segmentación polarimétrica

La segmentación polarimétrica es una herramienta de apoyo para la identificación de mecanismos de dispersión. La clasificación H/A/Alpha es resultado de un algoritmo propuesto por Cloude y Pottier para identificar de una forma no supervisada los mecanismos de dispersión polarimétricos, la cual obtiene una representación de los valores de entropía y ángulo alpha por medio del análisis de planos segmentados y de ocurrencia, además de propor-

cionar .bmp de la zona de estudio con codificaciones de color para la visualización de los valores de entropía, anisotropía y alpha. Adicionalmente permite obtener .bmp de productos matriciales de entropía (H) y anisotropía (A), cuya interpretación proporciona información complementaria sobre los tres tipos básicos de dispersión. A continuación se muestra los resultados obtenidos en el procesamiento de segmentación polarimétrica por clasificación H/A/Alpha:

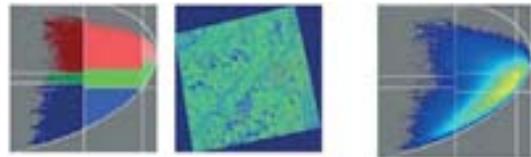


Figura 3. Segmentación polarimétrica H-alpha.

El plano de ocurrencia muestra altos niveles de entropía (alrededor de 0.9) para la clasificación H-alpha, lo que indica una reducción evidente en el número de clases identificables en la imagen (diferentes grupos de píxeles con posibles comportamientos diferentes son agrupados en una misma clase). Por otro lado un alto nivel de entropía puede corresponder también a la presencia de dos tipos de límites de procesos de dispersión ya que de acuerdo al plano de ocurrencia se observa una fuerte densidad en dispersión de volumen y superficie con aleatoriedad moderada y alta. Por otro lado el plano de segmentación hace una relación entre el tipo de objetivo y la dispersión que genera, es decir, para la clasificación H-alpha, coberturas tales como suelo desnudo o campos agrícolas (sembradíos) se caracterizan por una dispersión de superficie (color azul), otras zonas de cultivo y zonas verdes (alta densidad de vegetación) se caracterizan por dispersión de volumen (color verde) y las construcciones se caracterizan por dispersión de doble rebote (color rojo).

Descomposición polarimétrica

Freeman-Durden y Cloude: En esta descomposición los píxeles se dividen en tres categorías de dispersión: dispersión de doble rebote (PDB), volumen (PV) y superficie (PS), pero

se pueden presentar otras categorías adicionales para píxeles no claramente dominados por algunos de los tres mecanismos ya nombrados. Las anteriores categorías son fijas a lo largo del proceso de clasificación para preservar la homogeneidad de las características de dispersión y presenta una importante restricción que consiste en que solo los píxeles con la misma etiqueta o categoría de dispersión pueden ser agrupados juntos como una clase, lo cual garantiza la preservación de las propiedades de dispersión ya que sin la anterior restricción píxeles con diferentes características podrían ser clasificados en una misma clase.

Descomposición Van zyl

Vanzyll se basa en la matriz coherencia [T] y al igual que la descomposición Freeman, arroja resultados .bmp de dispersión de superficie, volumen y doble rebote (Fs, Fv, Fd o Odd, Dbl, Vol). Básicamente este método de descomposición se basa en el análisis de eigenvalores y eigenvectores, pero también se basa en otros parámetros secundarios (H/A/·). Por medio de los valores de σ , el programa genera tres imágenes correspondientes a los tres tipos de dispersión.

A continuación se muestra los resultados obtenidos.

Se puede observar que los tres resultados de dispersión son óptimos para una buena clasificación, pero sobresale la imagen de disper-

sión por volumen, ya que visualiza algunas formas con más detalle (especialmente bosque), detalle que se pierde en SUP por brillo y en DBL o de doble rebote por presencia de textura granular.

Resultados

Este paso tiene como fin determinar la precisión temática de la clasificación supervisada Wishart y dos clasificaciones SVM (ejecutadas en base a las áreas de entrenamiento seleccionadas por puntos de validación) a partir del análisis de matrices de confusión o error que hacen una comparación entre los píxeles de la imagen que fueron correctamente clasificados y los mismos píxeles en la imagen real o de referencia. La matriz de confusión hace un paralelo entre los datos de referencia (filas) con los datos clasificados (columnas) cuya diagonal principal indica el grado de acuerdo entre ambos grupos de datos y los datos marginales suponen errores de asignación. Proporciona además la precisión global de la clasificación o confiabilidad del mapa (división del número total de píxeles correctamente clasificados por el número total de píxeles de la matriz de confusión) y la precisión de cada clase.

De acuerdo a la matriz confusión, la clasificación SVM2 que fue generada a partir de las áreas de entrenamiento y otras zonas obtenidas de la composición stokes 301 que muestra

	Freeman-Durden	Van zyl	Freeman-Durden	Van zyl
	Construcciones		Zonas de cultivo	
VOL				
	Cultivos confinados		Bosque	
VOL				

ron comportamientos similares en tono y textura a los puntos de validación) presentó valores marginales por errores de asignación no superiores al 25% en la mayoría de las clases, señalando a crítica propia un buen nivel de concordancia entre los píxeles clasificados y los mismos píxeles en la imagen de referencia. Los valores de asignación en la diagonal principal están en un rango de 74 a 86 píxeles por clase, donde C5 (cuerpos de agua) y C7 (otros cultivos temporales) corresponden a las clases de mayor y menor valor de asignación respectivamente.

Selección de la mejor clasificación supervisada

Tabla 2. Selección de clasificación

Clasificación	Error de omisión promedio (%)	Error de comisión promedio (%)	Precisión global (%)
SVM2	20.1	20.0	80

De acuerdo a la tabla de selección, la mejor clasificación supervisada y por lo tanto la clasificación que se usará finalmente para comparar y evaluar los resultados obtenidos por implementación de imágenes polarimétricas radar es SVM2.

Conclusiones

Las imágenes polarimétricas radar con los procesamientos adecuados pueden proporcionar información valiosa para el usuario y ser efectivas como insumos de clasificación, pero su elección sigue en conflicto respecto a las imágenes ópticas, puesto que no proporcionan un nivel de detalle alto atribuido a características inherentes de las imágenes radar tales como brillo, presencia de zonas oscuras y presencia de blancos diferentes con comportamientos similares en tono y textura.

La fecha de adquisición de las imágenes radar es vital para un óptimo resultado en el proceso de clasificación, pero en caso de no disponer de imágenes recientes, puede ser

compensado por la implementación de firmas polarimétricas a partir del análisis en: intensidad en los canales HV, VH, HH y VV, altura de pedestal y ángulos de elipticidad y orientación.

La combinación de canales polarimétricos constituye un importante identificador visual de coberturas y por lo tanto una herramienta útil en el proceso de clasificación.

Referencias

- Análisis Geográficos: Comisión Colombiana del Espacio Vi: Aplicaciones del Programa Satelital Colombiano de Observación de la Tierra / El Instituto Geográfico Agustín Codazzi No. 44, 2010.
- CANO CAMPILLO, C. M., VELASQUEZ RAMOS M. A. *Revision metodologica para la utilización de imágenes de Radarsat 2 y Envisat 1 con fines de interferometria de radar.* Bogotá 2011. Trabajo de grado (Ingeniero Catastral y Geodesta) Universidad Distrital Francisco Jose de Caldas, Facultad de Ingeniería.
- CHENG P., & TOUTIN T. Automated high accuracy geometric correction and mosaicking without ground control points Radarsat 2. *Data GeoInformatics August 2011*, www.geoinformatics.com [Citado en mayo de 2011].
- ELACHI J. VAN Z. *Introduction to the physics and techniques of remote sensing.* New Jersey, USA. Publicación John Wiley & Sons, Inc 2006. Disponible en: <http://log.univlittoral.fr/docs/equipe5/loisel/loiseletal>. [Citado en mayo de 2011].
- FREEMAN, S. L., & DURDEN, A. Three-component scattering model for polarymetric sar data, *IEEE, transactions on geoscience and remote sensing.* Jakob Van Zyl, Yunjim Kim, *Synthetic Aperture Radar Polarimetry*, Ed. Willey.
- HAJNSEK I. *Surface parameter estimation, basics and advanced concepts,* Institute of Environmental Engineering, Eth Zürich Microwaves and Radar Institute, Dlr Oberpfaffenhofen.
- KIMURA, H., & TOSHIYUKI, M. Improvement of polarimetric sar calibration basedon the quegan algorithm. *Magazine Dept. of Electrical & Electronic Eng, Gifu, Japan 2008.*
- POTTIER E., LEE JONG-SEN, FERRO-FAMIL L. *Polsarpro V3.0* Washington USA, Edicion IETR-UMR CNRS 6164-University of Rennes. Image and Remote Sensing Departament, Saphir Team.
- SALINERO CHUVIECO. 2008 *Teledetección ambiental la observación de la tierra desde el espacio.* Barcelona, España. Editorial Ariel SA. Disponible en: <http://www.alibri.es/teledeteccion-ambiental-la-observacion-de-la-tierra-desde-el-espacio-193907>. [Citado en marzo de 2011].

Tesis doctoral

Discriminación de infestaciones de malas hierbas crucíferas en cultivos anuales de invierno utilizando imágenes de alta resolución espacial mediante métodos basados en píxeles, objetos y redes neuronales para su control de precisión**Autor:** Ana Isabel de Castro Megías**Directoras:** Montserrat Jurado Expósito y Francisca López Granados**Disponible:** <http://hdl.handle.net/10396/9477> (Base Helvia, UCO)www.educacion.gob.es/teseo/mostrarRef.do?ref=1016319 (Base TESEO)**Lugar:** Instituto de Agricultura Sostenible IAS-CSIC, Córdoba**Fecha:** 8 de marzo 2013**Calificación:** *Cum laude*

Desde finales del siglo XX la sociedad ha demandado el desarrollo de nuevas técnicas agrícolas que optimicen los recursos sin degradar el medio ambiente, buscando un equilibrio entre agricultura productivista y exigencias medioambientales. En este contexto surge la **Agricultura de Precisión**, una técnica de gestión de parcelas agrícolas que incorpora la variabilidad espacial de los factores implicados en el rendimiento de los cultivos, realizando aplicaciones dirigidas o localizadas y en la dosis óptima de los insumos necesarios (semillas, riego, fertilizantes y fitosanitarios). Esta técnica permite reducir costes, optimizar la producción agrícola, aumentar la rentabilidad para los productores y obtener beneficios ecológicos y ambientales (Robert, 2002; Srinivasan, 2006).

Esta preocupación económica y medioambiental, junto con el excesivo consumo de productos fitosanitarios en Europa (7.964 M ? en 2009, www.aepla.es), se ha visto plasmada en el Reglamento (CE) 1107/2009 para la *Comercialización de Productos Fitosanitarios*, dentro del cual se ha definido la Directiva 2009/128/CE para el Uso Sostenible de Plaguicidas, destacando como elementos clave “*el fo-*

mento del bajo consumo (reducción de las aplicaciones) y la utilización de dosis adecuadas en función de las infestaciones de malas hierbas”. Esta Directiva ha sido recientemente traspuesta al Real Decreto 1311/2012 (BOE nº 223 del 15 de septiembre de 2012), en el que *se establece el marco de actuación para conseguir un uso sostenible de los productos fitosanitarios*, que va a tener una gran repercusión en la forma de acometer la gestión agrícola, con especial relevancia en el uso de herbicidas.

El desarrollo de la agricultura de precisión se ha hecho posible gracias a la emergencia de tecnologías entre las que cabe destacar la **Teledetección**, que permite obtener información sobre grandes áreas agrícolas permitiendo la discriminación y mapeo de las distintas cubiertas vegetales presentes en dichas zonas mediante técnicas de análisis y clasificación digital, dada la diferencia en el comportamiento espectral intrínseco de cada una de ellas (López-Granados, 2011).

El objetivo de esta Tesis Doctoral ha sido desarrollar una metodología robusta y precisa para la detección de rodales de malas hierbas crucíferas en estado fenológico tardío en cultivos de invierno (trigo, habas y guisantes), aplican-

do técnicas de teledetección en imágenes de alta resolución espacial, para la planificación de estrategias de control localizado en situaciones de post-emergencia en la misma campaña y/o de pre-emergencia en sucesivos años.

Para ello se midió la firma espectral de varios cultivos de invierno (trigo y habas) y de malas hierbas crucíferas (principalmente *Diplotaxis* spp. y *Sinapis* spp.) con un espectrorradiómetro de campo y se aplicaron técnicas de Análisis Discriminante y Redes Neuronales (Perceptrón Multicapa y Función de Base Radial) para analizar estadísticamente los datos hiperespectrales y multiespectrales obtenidos con el fin de seleccionar las longitudes de onda, bandas e índices de vegetación, así como el momento fenológico más adecuado, para la discriminación entre el cultivo y las malas hierbas. Posteriormente, se evaluó el uso de imágenes aéreas y de satélite de alta resolución espacial (QuickBird) para elaborar mapas de infestación de rodales de *Diplotaxis* spp. y *Sinapis* spp. en estado fenológico tardío (inicio de floración) en cultivos de invierno aplicando distintos métodos de clasificación (índices de vegetación y Máxima Probabilidad). Para finalizar, se utilizaron los mapas de infestaciones de malas hierbas obtenidos con las imágenes anteriores para elaborar los mapas de tratamiento localizado, tanto a escala parcela como a escala comarcal, que permitan realizar aplicaciones dirigidas únicamente a las infestaciones.

De los trabajos anteriormente descritos se han podido obtener los siguientes resultados:

1. La discriminación entre las malas hierbas crucíferas y los cultivos de trigo y habas fue posible mediante el análisis de las firmas espectrales tomadas con espectrorradiómetro de campo. Las tres técnicas evaluadas (Análisis Discriminante, Perceptrón Multicapa y Función de Base Radial) permitieron clasificar de forma satisfactoria tanto las firmas multiespectrales como las hiperespectrales de cultivo y mala hierba. Los mejores resultados se obtuvieron con la red Perceptrón Multicapa, con valores de precisión por encima del 98,1%, y en algunos casos del 100%, permitiendo seleccionar en cada caso las longitudes de onda o índices de vegetación con mayor potencial para la discriminación de las malas hierbas crucíferas en imágenes remotas.

El estado fenológico más adecuado para llevar a cabo la discriminación de las malas hierbas crucíferas y los cultivos de invierno y por tanto, para la captura de las imágenes remotas, se alcanza cuando las firmas espectrales del cultivo y la mala hierba muestran sus máximas diferencias que, según se concluye de este estudio, corresponde con el estado de floración de las crucíferas (color amarillo intenso) y con el estado vegetativo del cultivo (color verde), generalmente observado entre finales de marzo y mediados de abril en las condiciones de clima mediterráneo de los campos estudiados en esta Tesis. Esta ventana temporal es amplia y permite extrapolar estos resultados a otras zonas del área mediterránea con similares condiciones agronómicas y climáticas (Resultados publicados en De Castro *et al.*, 2012a).

2. La aplicación de técnicas de teledetección en imágenes aéreas multiespectrales permitió clasificar de forma eficiente los rodales de malas hierbas crucíferas en trigo, habas y guisantes y elaborar mapas de infestación de crucíferas en estado fenológico tardío. Los índices de vegetación Rojo/Azul y Azul/Verde, así como el algoritmo de Máxima Probabilidad, fueron los métodos más precisos en las clasificaciones en los tres cultivos y se utilizaron para elaborar los mapas de tratamiento localizado para el control de crucíferas en post-emergencia o diseñar estrategias de control para campañas siguientes. El empleo de estos mapas de tratamiento permitiría obtener un ahorro del 71,9 al 95,5 % en aquellas zonas que no requieren tratamiento y del 4,3 al 12 % para las zonas que podrían necesitar tratamiento herbicida a dosis reducidas (Resultados publicados en De Castro *et al.*, 2012b).

3. La imagen multiespectral de alta resolución espacial del satélite QuickBird fue segmentada para seleccionar los campos de trigo presentes en la escena y eliminar el resto de usos de suelo (olivar, otros cultivos herbáceos, carreteras y ciudades), contabilizando un total de 263 campos de trigo repartidos por la imagen. La clasificación de los rodales de las malas hierbas crucíferas en dichos campos se llevó a cabo con mediante diferentes índices de vegetación y el algoritmo de Máxima Probabilidad, tanto a nivel de parcela (en varios campos individuales extraídos de la escena comple-

ta) como a escala comarcal (en la imagen formada por los 263 campos de trigo). Los clasificadores más precisos fueron el índice Azul/Verde y el algoritmo de Máxima Probabilidad, tanto en campos individuales como en la imagen completa. A escala comarcal, los resultados de las clasificaciones fueron ligeramente inferiores (89,45% y 91,30% de precisión global del mapa con el índice A/V y el algoritmo de Máxima Probabilidad, respectivamente) lo cual se atribuye a la alta variabilidad espectral de los diferentes campos de trigo repartidos en la imagen. De estos 263 campos, 184 estaban infestados por malas hierbas crucíferas.

4. La elaboración de mapas de tratamiento localizado con imágenes QuickBird permite extraer rápidamente información espacial de extensas superficies agrarias y diseñar diferentes estrategias de control de malas hierbas crucíferas consiguiendo reducir la cantidad de herbicida aplicado en post-emergencia. La utilización de mapas de tratamiento localizado en fase tardía del cultivo a escala comarcal permitiría un ahorro de herbicida del 61,31% para las zonas que no requieren tratamiento, y del 13,02% en aquéllas que podrán necesitar tratamiento herbicida a dosis reducidas (Resultados publicados en De Castro *et al.*, 2013).

Agradecimientos

Esta investigación ha sido parcialmente financiada por MICINN (AGL-2008-04670-

CO3-03), MINECO (AGL-2011-30442-CO2-01) y fondos FEDER. El CSIC financió la beca JAEPre-doc de la doctoranda Ana Isabel de Castro, dentro del programa “Junta para la Ampliación de Estudios.

Referencias bibliográficas

- DE CASTRO, A. I., JURADO-EXPÓSITO, M., GÓMEZ-CASERO, M. T., & LÓPEZ-GRANADOS, F. 2012a. Applying Neural Networks to Hyperspectral and Multispectral Field Data for Discrimination of Cruciferous Weeds in Winter Crops. *The Scientific World Journal*, 1-11. DOI:10.1100/2012/630390.
- DE CASTRO, A. I., JURADO-EXPÓSITO, M., PEÑA-BARRAGÁN, J. M., & LÓPEZ-GRANADOS, F. 2012b. Airborne multi-spectral imagery for mapping cruciferous weeds in cereal and legume crops. *Precision Agriculture*, 13, 302-321.
- DE CASTRO, A. I., LÓPEZ-GRANADOS, F., & JURADO-EXPÓSITO, M. 2013. Broad-scale Cruciferous Weed Patch Classification in Winter Wheat using QuickBird Imagery for In-Season Site-Specific Control. *Precision Agriculture*. DOI: 10.1007/s11119-013-9304-y.
- LÓPEZ-GRANADOS, F. 2011. Weed detection for site-specific weed management: mapping and real-time approaches. *Weed Research*, 51, 1-11.
- ROBERT, P. C. 2002. Precision agriculture: a challenge for crop nutrition management. *Precision Agriculture*, 247, 143-149.
- SRINIVASAN, A. 2006. Precision Agriculture: An Overview. En: Handbook of Precision Agriculture: Principles and Applications. Ed.: A. Srinivasan. Food Products Press. The Haworth Press. New York. 684 pp.

Tesis doctoral

A model to estimate daily albedo from remote sensing data. Accuracy assessment of MODIS MCD43 product

Autora: Belen Franch Gras

Director: Jose A. Sobrino

Lugar: Parc Científic, Universitat de Valencia

Fecha: Abril 2013

Calificación: Apto Cum Laude

Disponible: <http://roderic.uv.es/handle/10550/26513>

Land surface albedo is a physical parameter that affects the Earth's climate and, also, supposes one of the greatest radiative uncertainties in the current climate modeling. This parameter is highly variable both spatially and temporally. It changes naturally with solar insolation angle, seasonally with vegetation changes and stochastically with rain or snowfall. It can also be changed directly via human activity or indirectly. Consequently, climate studies require a daily temporal resolution. Additionally, the increasing spatial resolution of climate models require the study of the albedo spatial distribution at global scale. Therefore, remote sensing supposes the only practical way to determine the global surface albedo accurately and with high temporal and spatial resolution.

Due to its acquisition geometry and frequency of satellite pass, the MODerate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensor onboard Terra and Aqua satellites allows the estimation of the surface albedo. The official albedo product (MCD43) is estimated through the Bi-directional Reflectance Distribution Function (BRDF) model inversion from surface reflectance images. In this way several assumptions are made in order to derive the surface albedo. First, the surface reflectance, which is the basis to obtain the albedo, is estimated considering that the surface is Lambertian, that is, it reflects radiance equally into all directions. However, it is well known

that natural surfaces are anisotropic. Then, the first objective of the thesis is the study of how the Lambertian assumption impacts on the albedo estimation. We analyzed MODIS Climate Modeling Grid (CMG) daily data from both Aqua and Terra platforms between 2003 and 2006 at four different Aeronet sites (each one of them corresponded to one CMG pixel) located in the United States of America. Secondly, the BRDF model considered in the albedo official product does not take into account the hot spot effect. This effect consists on a maximum of reflectance values when the view and illumination angles coincide. Taking advantage of the Earth Observation: optical Data calibration and Information eXtraction (EODIX) field campaign which was developed in an agricultural area in Barrax (Albacete) where several flights were achieved with the Airborne Hyperspectral Scanner (AHS), the next objective of this thesis is the comparison of in situ measurements with airborne albedo derived with the MODIS BRDF model and with the BRDF model that considers the Hot Spot effect correction. Additionally, we evaluate the MODIS albedo product by comparing satellite albedo images to airborne albedo estimations. This study is achieved through pixel aggregation in order to get to the same spatial resolution to the satellite images. Finally, looking for an improvement in the MODIS albedo temporal resolution and

following Vermote *et al.* (2009) method (VJB) which allows the instantaneous estimation of the albedo, we have improved this methodology presenting a more robust method. Therefore, the last objective of this thesis is the comparison of the MODIS official product with the results obtained with the VJB method and with the improvement presented. Every method was applied to MODIS CMG daily data from both Aqua and Terra platforms over a European scene from 2002 through 2011.

Additionally, we present two applications derived from the previous studies. Considering the airborne albedo obtained and studied during the EODIX campaign we analyze the influence of its accuracy on the evapotranspiration estimation. Finally, taking advantage of all the CMG MODIS dataset processed we study the albedo temporal evolution over the European scene considered and we examine its influence on the land surface temperature and air temperature.

First of all, the influence study of including the BRDF coupling in the atmospheric correction showed that the Lambertian assumption can be used satisfactorily in the derivation of surface reflectance and surface albedo. In fact, the obtained RMS of 1% in case of the surface albedo estimation meets the accuracy requirement of 5% suggested by the Global Climate Observing System. However, it should be used carefully for high aerosol amounts since this can result in a significant error in the surface reflectance estimation.

Regarding the MODIS BRDF/albedo product evaluation over an agricultural heterogeneous area in the framework of the EODIX campaign, we obtained good results when comparing airborne albedo to in situ data with a RMSE of 0.018 both using the same BRDF model than MODIS (RTLSR model) and using the Hot Spot correction (RTLSR-HS model). However, the comparison between airborne and satellite data led to a RMSE of 0.04 for both models which can be consequence of the different methodology applied to estimate the BRDF. While MODIS BRDF/albedo algorithm considers that the surface does not change during 16 days (a coarse approach when working with agricultural sites), the AHS BRDF corresponded to a single day composition.

Nevertheless, since airborne images presented a good agreement with in situ data, the RMSE of 0.04 proves that MODIS BRDF/albedo product meets the required accuracy of 0.02-0.05 in the surface albedo estimation.

We compared the MCD43 MODIS product with different BRDF inversion methods through the white sky albedo analysis. The VJB method and the proposed methods provide equivalent results to the MCD43 MODIS product (with errors around 5% along the dataset considered) but with the advantage of a daily versus a 16-day basis temporal resolution. The proposed method suppose an alternative method to the VJB that shows equivalent results, is more robust and reduce significantly the processing time needed for the retrieval of BRDF parameters.

We analyzed the error committed by many evapotranspiration studies that assume the surface as Lambertian and estimate the albedo from a surface reflectance weighted average. The results show that this approximation lead to relative errors in sensible heat flux, latent heat flux and daily evapotranspiration ranging between 23-39%, 6-18% and 5-15% respectively. We observed higher errors for view zenith angles higher than 35° and along the hot spot region. Therefore, for future evapotranspiration studies we suggest the appropriate use of the RTLSR-HS modeled albedo.

Finally, we localized the pixels which suffered the highest albedo changes from 2002 to 2011 through a Europe and northern Africa scene, dividing the study into four categories of hazards responsible of the albedo increase: forest fires, wind storms, floods and droughts. Forest fires, located in the Iberian Peninsula, led to the highest albedo increases ranging from 0.02 to 0.05. After most of these events we detected an increase of the seasonal extreme LST proportional to the albedo increase which lasts three to four years after the fire event while the albedo reestablishment takes longer. During the studied period a wind storm hit Bordeaux region of Les Landes damaging large forest areas which increased the albedo by 0.02. We observed an increase of the yearly average LST of 6K and of 2K in case of the air temperature during the year of the wind storm. We did not observe any influence of the albedo

increase on the temperature caused by the other hazards. This study showed that natural hazards that origin surface albedo alteration may impact LST depending on the location of the

event (showing more impact on temperature Southern Europe sites) the magnitude of the hazard and the regional climate.

Tesis doctoral

Thermal Remote Sensing of urban areas. The case study of the Urban Heat Island of Madrid

Autora: Rosa C. Oltra Carrió

Directores: José A. Sobrino Rodríguez, Guillem P. Sòria Barres

Lugar: Física de la Terra i Termodinàmica. Facultat de Física. Universitat de València

Fecha: Abril 2013

Calificación: Apto *Cum Laude*

Disponible: Tesis Doctorales UVEG: <http://roderic.uv.es/handle/10550/26745>

The urban heat island (UHI) is an example of the local weather modification which involves the process of urbanization. It is defined as the temperature difference between the urban zone and the rural surroundings. When a city expands, the natural surfaces are replaced for artificial ones, with different structural and thermal properties. As a consequence, the radiative behaviour of the area changes. The evaporation is reduced and the heating of the air in the lowest layer of the atmosphere is regulated by a surface with higher heat capacity and greater thermal admittance. Thus, heat energy is retained throughout the day and it is released slowly overnight. The three-dimensional structure of city centres also play an important role in the energy balance of the city. The basic unit of the urban structure is the urban canyon, formed by the walls of the buildings and the street. This arrangement assists the multiple reflections of radiation before being released in the highest layers of the atmosphere, favoring the warming of the air in the canopy layer (UCL, layer of the atmosphere between the average height of the buildings and the land). However, during the day, the presence of buildings shadows often makes the air temperature recorded in the city lower than the one recorded in rural areas, directly exposed to sunlight.

The UHI phenomenon has effects on energy consumption. While in cold climates it can cause

a reduction in the use of heating, in warm climates, the overheating of the UHI means the rise of the energy consumption due to cooling systems used to achieve thermal comfort inside the buildings. The UHI also concerns about pollution, as warm temperatures increase photochemical harmful elements. However, the most striking effects of the UHI are those that directly affect human health, like episodes of insomnia by exposure to high night temperatures or more serious problems that can lead to death.

The UHI effect can be defined at different atmospheric levels, depending on if the air temperature is taken within the urban canopy layer or if it is in the boundary layer (UBL, layer above the canopy one). However, when using thermal remote sensing, the phenomenon is defined at surface level (surface UHI, SUHI) and it is measured as the difference between the land surface temperature (LST) of the urban and the LST of the non-urban area.

The objectives of this study are to evaluate the urban heat island effect in the city of Madrid, to select from the algorithms in the literature the one that best estimates the LSE and the LST of urban scenarios, to detect and quantify the error sources of the overall remote sensing processing chain, and to propose the conditions that a satellite must accomplish to properly monitor the heat island effect.

These goals have been solved from the analysis and exploitation of the data registered

in the DESIREX campaign, which took place in Madrid from 23rd June to 6th July 2008. Different remote sensing images were acquired at high (AHS), medium (ASTER) and low (MODIS) spatial resolution. The atmosphere was characterized with atmospheric soundings and air and radiometric temperature were measured in both fixed points and mobile traverses inside the city. Moreover, spectral emissivity of different surfaces was evaluated and used to validate our LST and LSE retrieval algorithms.

Three algorithms (NDVITM, TES and TISI) have been used to retrieve the LSE from the AHS imagery. Results have been compared with *in-situ* data obtaining an error of 5.6% for the NDVITM, of 3.9% for the TES and of 3.0% for the TISI methods. Then, LSE maps have been introduced in the SW algorithm to obtain the LST of the city, which has been validated against *in-situ* measurements, obtaining an RMSE of 2.9 K for the NDVITM and of 2.0 K for the TES and TISI approaches when man-made materials are used in the validation process. According to the results, the recommended algorithm would be either the TES or the TISI method. Nevertheless, taking into account the spectral and temporal necessities of each of them, we finally recommend the TES algorithm.

Therefore, the TES method is used to retrieve LST and LSE from all the acquired AHS high resolution images. The vicarious calibration of the thermal bands of the sensor gave an RMSE of 1 K and the validation of the LST product showed an RMSE of 1.4 K for night images, when the scene is more homogeneous. From the observation of the LST maps we concluded that the urban areas present an effective anisotropy that is clearly reduced at night, when there are no directly irradiated surfaces and LSTs are more similar. The SUHI is analysed at different spatial resolutions. The results from different platforms are not directly comparable, as the different view zenith angle of each acquisition leads to the observation of different surfaces even if the same area is examined. Nevertheless the SUHI values perform similarly for all the platforms, with positive values (maximum below 5 K) during the night and near zero or even negative values during daytime. AT registered over the buildings has been used to estimate the atmospheric

UHI at the UBL, while at the UCL it has been retrieved from mobile traverses inside the city. Both phenomena evolute quite similar and, when compared with the SUHI effect, we have concluded that at night the atmospheric and the surface effects match better than at midday.

Once we have processed all the AHS imagery and the SUHI has been analysed from the LST maps obtained, we studied the errors introduced in the LST and LSE products during all the processing procedure. Three different sources are proposed. First, the algorithm itself, which may not perform well for all the man-made materials found in a city. Second, the atmospheric correction performed with atmospheric soundings may not reproduce the urban atmosphere. And third, the 3D structure of the urban environment is taken into account. The influence of the roughness of the surface has been studied over the asphalt, which is the material commonly found at the bottom of the urban canyons. Therefore the three error sources over the asphalt material lead to a global error of 0.7% in LSE and of 0.5 K in LST. The error introduced by the TES algorithm is quite small and the highest influence is due to the atmospheric correction and by the urban structure itself. When the most representative urban materials are considered, only the first two error sources are considered and the overall error obtained is of 1.8% for the LSE and 1 K for the LST, the TES algorithm itself being the main source of error.

Finally, we obtained aggregated spatial resolution images from the 4 m AHS imagery. We introduced the SUHIM to evaluate the suitable spatial resolution to observe a city and we found that 50 m is the boundary resolution to differentiate the thermal performances between different areas of the city. The visit time that minimises the influence of the acquisition geometry and facilitates the relation between the heat island phenomenon at surface and at atmosphere levels is before sunrise. In addition, is at night when the thermal discomfort affects more the citizens, as it can perturb the cycle of sleep. Therefore, for an adequate observation of the UHI phenomenon, a sensor should have at least a spatial resolution of 50 m, and placed aboard a sun synchronous platform which acquires data before sunrise, with similar requirements as for NEAT than existing sensors.

Revista de Teledetección

REVISTA DE LA ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN

Nº 39

JUNIO 2013

ARTÍCULOS CIENTÍFICOS

Elaboración y validación de un modelo jerárquico derivado de SIOSE.

I. Cantarino Martí

Evolución del albedo en Europa e influencia en la temperatura.

B. Franch y J.A. Sobrino

Clasificación de unidades geológicas sobre la superficie lunar.

I. Ordóñez Etxebarria y A. Bastarrika Izagirre

Estimación de la evapotranspiración real en ecosistemas mediterráneos de Chile mediante datos ASTER y MODIS.

L. Olivera, C. Mattar y M. Galleguillos

Estudio de la variación angular de la emisividad del crudo para la identificación de vertidos marinos en el infrarrojo térmico.

R. Nicolòs, C. Doña, M. Bisquert, E. Valor y V. Caselles

Modelos espaciales de la dinámica de la vegetación en escenarios de cambio climático en el «Timberline» selva nublada - paramo de la vertiente norte de la Sierra Nevada de Mérida (Venezuela); escenario B1 y situación constante.

W. Santaella

CASOS PRÁCTICOS

Simple models to estimate soybean and corn percent ground cover with vegetation indices from MODIS

M. Bocco, G. Ovando, S. Sayago y E. Willington

Cartografía de la cobertura de la tierra basada en la clasificación espectro-temporal de imágenes Landsat 7-ETM+ y en una leyenda de clases de ocupación del suelo en un territorio de Cuba occidental.

D. R. Ponvert-Delisle Batistay I. Reyes Alonso

Monitoring macrophytes cover and taxa in Utah Lake by using 2009-2011 Landsat digital imagery.

S. Rivera, K. Landom y T. Crowl

Realización de mapas de cobertura de la tierra a partir de imágenes polarimétricas.

D. Hernández, D. Pinilla

TESIS DOCTORAL: Discriminación de infestaciones de malas hierbas crucíferas en cultivos anuales de invierno utilizando imágenes de alta resolución espacial mediante métodos basados en píxeles, objetos y redes neuronales para su control de precisión

TESIS DOCTORAL: A model to estimate daily albedo from remote sensing data. Accuracy assessment of MODIS MCD43 product

TESIS DOCTORAL: Thermal Remote Sensing of urban areas. The case study of the Urban Heat Island of Madrid