

Análisis Comparativo de Sensores Espaciales para la Cartografía de la Severidad en el Incendio de Riba de Saelices (Guadalajara)

Comparative Analysis of Different Satellite-Borne Sensors to Map Burn Severity in the Riba de Saelices (Guadalajara) Fire

A. De Santis y E. Chuvieco Salinero
angela.desantis@uah.es

*Universidad de Alcalá
Calle Colegios, 2, 28801 Alcalá de Henares (Madrid)*

Recibido el 3 de diciembre de 2007, aceptado el 16 de abril de 2008

RESUMEN

La severidad del fuego es un elemento clave para la estimación de los efectos a medio y largo plazo de los incendios forestales y consecuentemente para la previsión de la evolución ecológica de las áreas quemadas. Generalmente la severidad se evalúa en campo (a corto o medio plazo) o mediante ajustes empíricos a partir de imágenes de satélite, apoyados en parcelas de campo tomadas justo después del incendio. Pero, debido a la escasa representatividad espacial del primer método y a la difícil generalización del segundo, se ha propuesto como alternativa el empleo de modelos de simulación (RTM). Los RTM estiman la reflectividad a partir de asunciones físicas y resultan ser más precisos que los métodos empíricos tradicionales. En este estudio la severidad se ha estimado a partir de dos modelos de simulación PROSPECT y GeoSail. El modelo desarrollado se ha aplicado a imágenes de cinco distintos sensores espaciales (SPOT HR, Landsat TM, AWIFS, MERIS y MODIS), sobre la misma área de estudio (el incendio de Riba de Saelices, 2005), con el fin de comparar su precisión en la estimación de la severidad. La validación se ha realizado comparando los valores de severidad simulados para cada sensor, con los estimados en campo en 81 parcelas. Los resultados obtenidos muestran que el sensor Land-

ABSTRACT

Burn severity is a key factor in both short and long term fire effects assessment and consequently in the estimation of the ecological evolution of the burnt areas. Traditionally, burn severity is estimated using field work or empirical fitting from remotely sensed data, based on field plots. However, due to the low spatial coverage of the first method and to the site- and data- specificity of the second one, alternative approaches have been proposed based on radiative transfer models (RTM). The RTM estimate reflectance using physical based assumptions and are more accurate than the empirical methods. In this study, burn severity was estimated using two RTM (PROSPECT and GeoSail). The developed model was applied to images of five different sensors (SPOT HR, Landsat TM, AWIFS, MERIS y MODIS), and in the same study area (forest fire of Riba de Saelices, 2005), to compare their accuracy in the burn severity estimation. Validation was performed comparing simulated severity values for each sensor and burn severity values observed in 81 field plots. The results show that the Landsat TM has the lower error in the estimation (RMSE=0.2) and its accuracy is homogeneous in all range of GeoCBI analyzed.

sat TM es el que presenta el menor error en la estimación (RMSE=0.2) y su precisión es homogénea en todo el rango de GeoCBI analizado.

PALABRAS CLAVE: Severidad del fuego, Modelos de simulación RTM, Teledetección, CBI, GeoCBI, PROSPECT, GeoSail.

KEYWORDS: Burn severity, simulation models RMT, remote sensing, CBI, GeoCBI, PROSPECT, GeoSail.

INTRODUCCIÓN

Los efectos de los incendios forestales sobre la cubierta vegetal y su impacto en la erosión del suelo son muy dependientes del nivel de severidad del fuego. Este concepto identifica los daños causados al ecosistema, principalmente en términos de biomasa quemada (materia seca en el suelo, hojas y troncos de especies a diferentes alturas). El análisis de los niveles de severidad del fuego resulta así un elemento clave para prever la evolución ecológica de las áreas afectadas, y los efectos a medio y largo plazo que el incendio supone sobre el ecosistema.

La severidad de un incendio está directamente relacionada con la intensidad y el tiempo de residencia del fuego. En incendios muy intensos, con una elevada liberación de energía en el frente de llamas, o en aquellos que se propagan lentamente y cuentan con periodos largos de quema, se destruyen buena parte de los elementos vitales de las plantas y de la materia orgánica del suelo, lo que supone una pérdida de protección del suelo y una regeneración posterior más lenta. Las estrategias de reproducción de las plantas son también claves en la evolución posterior al fuego: las germinadoras requieren disponer de un banco de semillas en buen estado y de condiciones meteorológicas favorables, mientras que las rebrotadoras están mejor adaptadas a fuegos periódicos, ya que pueden emitir nuevos brotes a partir de distintas partes de la planta justo después del incendio (Generalitat 1988; Moreno y Oechel 1991; Navarro, *et al.* 1996; Calvo, *et al.* 2003; Díaz-Delgado, *et al.* 2003).

Habitualmente, la severidad del fuego se evalúa según el grado de carbonización de los diferentes estratos vegetales, y la proporción carbón/ceniza en la capa más superficial del suelo. Existen varios métodos de estimación disponibles en la literatura, principalmente apoyados en trabajo de campo (Moreno y Oechel 1989; Pérez y Moreno 1998; Key y Benson 2005). El inventario de campo puede realizarse poco después del fuego (evaluación inmediata), o varios meses después (evaluación a medio plazo). La primera opción es útil para la gestión inmediata del área

quemada, mientras que la segunda es más recomendable en diversos ecosistemas, al ofrecer un balance más riguroso de los daños reales del fuego y la regeneración potencial (Key y Benson 2005). Además, en la evaluación inmediata pueden detectarse como persistentes, especies que pocos meses más tarde acaban muriendo a consecuencia de tener partes vitales seriamente dañadas.

La dificultad para abarcar un amplio territorio a partir de observaciones de campo, ha llevado a diversos autores a plantearse el empleo de imágenes de satélite en la cartografía de niveles de severidad, de cara a garantizar una cobertura actualizada y completa del territorio afectado (Díaz-Delgado, *et al.* 2003; van Wagtenonk, *et al.* 2004; Cocke, *et al.* 2005; Parra y Chuvieco, 2005). El principal reto en el empleo de la teledetección en los estudios de severidad del fuego es demostrar que los niveles de daño están asociados a la variación espectral que pueda recoger el sensor. Esto supone explorar la discriminabilidad teórica entre distintos niveles de severidad, por ejemplo usando modelos de transferencia radiativa (Chuvieco, *et al.* 2006). Una vez que se demuestra la sensibilidad teórica de las distintas bandas de reflectividad, habría que constatar si disponemos de sensores con el suficiente nivel de detalle (resolución espacial y espectral) para evaluar la severidad de una manera más o menos automática.

La mayor parte de los estudios de teledetección y severidad del fuego actualmente disponibles están basados en ajustes empíricos, apoyados en parcelas de campo tomadas poco después del incendio (Cocke *et al.* 2005; Epting *et al.* 2005; Miller y Yool, 2002; van Wagtenonk *et al.* 2004). Los modelos empíricos son relativamente sencillos de calcular, pero tienen poca capacidad de generalización. La alternativa es emplear modelos de simulación (RTM, De Santis y Chuvieco, 2007), que intentan estimar la reflectividad procedente de una determinada cubierta a partir una serie de asunciones físicas. Variando las condiciones de entrada del modelo, puede simularse la reflectividad de un dosel, lo que ayuda a entender mejor la acción de esos factores (caracte-

rísticas bioquímicas de la hoja, cantidad, distribución geométrica, etc.), cuando se usan en modo directo; o a estimar los mismos factores de entrada, habitualmente manteniendo algunos constantes o extrayéndolos de otras fuentes, cuando se usan en modo inverso (Jacquemoud, *et al.* 2000). Hasta el momento, los modelos RTM no se han aplicado extensamente al análisis de áreas quemadas, orientándose los pocos trabajos publicados a la determinación de quemado/no quemado (Roy, *et al.* 2002; Pereira, *et al.* 2004). Chuvieco *et al.* (2006) plantearon el uso de modelos de simulación en modo directo para la cartografía de niveles de severidad, mediante un enlace entre dos modelos, de hoja (PROSPECT) y de dosel (Kuusk), empleados para simular diversos escenarios de daño y señalando las potencialidades de los RTM. Posteriormente, De Santis y Chuvieco (2007) emplearon ese mismo modelo de simulación en modo inverso para estimar la severidad y comprobaron que los RTM resultaban más precisos que los métodos empíricos tradicionales, sobre todos en los valores extremos de severidad. Más recientemente, Chuvieco *et al.* (2007) extendieron la simulación a diversas condiciones de entrada. El escenario simulado, seleccionando las combinaciones de parámetros de entrada, de acuerdo con la experiencia de campo, proporcionó resultados mejores, aunque todavía se registraron importantes errores de subestimación. Finalmente, De Santis *et al.* (2008) mejoraron la estimación de la severidad a corto plazo utilizando el modelo PROSPECT para simular dos tipos de hoja (verde y quemada) y un modelo geométrico a nivel de dosel (GeoSail, Huemmrich, 2001). En este estudio obtuvieron un ajuste homogéneo en todo el rango de severidad analizado en tres áreas de estudio distintas, situadas en España y Portugal.

Ya que se ha identificado una técnica eficaz para cartografiar la severidad, ahora nos planteamos el problema de identificar que sensor espacial, entre los más comúnmente utilizados, es el más adecuado para este tipo de estudio. Con gran diferencia, las imágenes Landsat (TM o ETM+) han sido las más frecuentemente utilizadas en este contexto (White *et al.*, 1996; Kushla y Ripple, 1998; Patterson e Yool, 1998; Key y Benson, 1999; Rogan e Yool, 2001, Miller e Yool, 2002; Bobbe *et al.*, 2003; van Wagten-donk *et al.*, 2004; Brewer *et al.*, 2005; Bigler *et al.*, 2005; Cocke *et al.*, 2005; Epting *et al.*, 2005; Finney *et al.*, 2005; Sorbel y Allen, 2005; Hyde *et al.*, 2007; Kokaly *et al.*, 2007; Miller y Thode, 2007; Robichard *et al.*, 2007; De Santis y Chuvieco, 2007; Chu-

vieco *et al.* 2007), pero también existen otros estudios que emplean otros sensores como SPOT, MERIS y MODIS (Isaev *et al.*, 2002; Chaefer *et al.*, 2004; Hudak *et al.*, 2004; Alleaume *et al.*, 2005; Chuvieco *et al.*, 2007; Roldan-Zamarrin *et al.*, 2006). Finalmente, la teledetección hiperespectral resulta particularmente adecuada para estas aplicaciones (van Wagten-donk *et al.*, 2004; Parra y Chuvieco, 2005).

Tratándose de una estimación que requiere una sola imagen post-incendio, el tiempo de revisita de los sensores no constituye una limitación, por esto nos centraremos en la comparación de las características espectrales y espaciales de cinco distintos sensores: SPOT 5 HRG, Landsat TM, AWIFS, MERIS y MODIS, utilizando la simulación presentada en De Santis *et al.* (2008) para la estimación de la severidad a corto plazo. La validación se llevará a cabo utilizando como referencia las medidas de severidad realizadas en campo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio está localizada en el NE de la provincia de Guadalajara (40-41° N y 1-2° W) (Figura 1). La topografía es rugosa con variaciones altitudinales entre 1100 y 1400 m. La precipitación promedio se sitúa entre 600-800 mm anuales, principalmente en Noviembre-Diciembre. La temperatura promedio es de 7.5 a 15° C, según las zonas. La vegetación dominante está formada por pinares de pino resinero (*Pinus pinaster*) con mezcla de robledales mediterráneos de quejigo (*Quercus faginea*) y rebollo (*Quercus pyrenaica*), principalmente en la capa inferior del sustrato vegetal (< 5 m). El matorral está dominado por *Cistus ladanifer*, *Cistus albidus*, *Rosmarinus officinalis*, *Juniperus oxycedrus*, *Rosa canina*, *Cytisus scoparius*, y *Lavanda Pedunculata*.

El área fue afectada por un gran incendio en Julio de 2005, causado por una negligencia humana. Las condiciones de extrema sequía, alta temperatura y fuerte viento contribuyeron al crecimiento incontrolado del fuego, que duró 4 días, quemando 13.000 ha. El incendio fue tristemente célebre por la muerte de 11 bomberos forestales que trabajaban en la extinción, lo que causó un gran impacto en la opinión pública.

Trabajo de campo

El análisis de la severidad en campo se basó en el método CBI (Composite Burned Index), desarrollado por el US Forest Service en el marco del proyecto FIREMON (Fire Effects Monitoring and Inventory Project: <http://fire.org/firemon/>; Key y Benson 2005). La ventaja de este método es que facilita una estimación numérica de los niveles de daño, que se basa en variables fácilmente obtenibles en campo. La escala propuesta en el CBI va de 0 (sin daño) a 3 (máximo daño), y se basa en considerar el impacto del fuego sobre cinco estratos de vegetación (substrato, herbáceo, matorral y árboles pequeños, árboles intermedios y árboles grandes). Los tres primeros forman el sotobosque y sustrato, y los dos últimos el dosel.

Las variables que recoge el CBI hacen referencia al cambio causado por el fuego sobre la estructura vegetal, por lo que se recomienda analizar previamente zonas no quemadas en los alrededores para estimar las condiciones de partida. El CBI se calcula a partir de unas variables parametrizadas que describen distintos rangos de daño. Las más importantes son el cambio en el color del suelo, la presencia de materia orgánica, la pérdida de hojas, el cambio en el color

de la hoja, la altura del carbón en los troncos, y la mortalidad de la vegetación (Key y Benson, 2005). Para ajustar este índice de campo al análisis de imágenes de satélite, se consideró necesario introducir algunas modificaciones en el protocolo original (De Santis y Chuvieco, 2008). Dos nuevas variables fueron añadidas por cada estrato vegetal:

- 1- el porcentajes de cambios en el área foliar (*Leaf Area Index*, LAI= área foliar por unidad de superficie de suelo, Ceccato *et al.*, 2002a).
- 2- la cabida cubierta de la vegetación (*fraction of cover*, FCOV= porcentaje de cabida cubierta respecto al total de la parcela).

De manera similar al CBI original, al porcentaje de cambios en el LAI se le asignaron valores entre 0 (no cambio, ausencia de daño) y 3 (100% de cambio, daño máximo). La FCOV, sin embargo, se utilizó para ponderar el peso de cada estrato en el cálculo del valor de severidad de toda la parcela. De este modo, se obtiene una mejor caracterización de la estructura y de la composición de las parcelas quemadas. El nuevo índice propuesto *GeoCBI* (*Geometrically structured Composite Burn Index*, De Santis y Chuvieco, 2008) tiene la siguiente formulación:

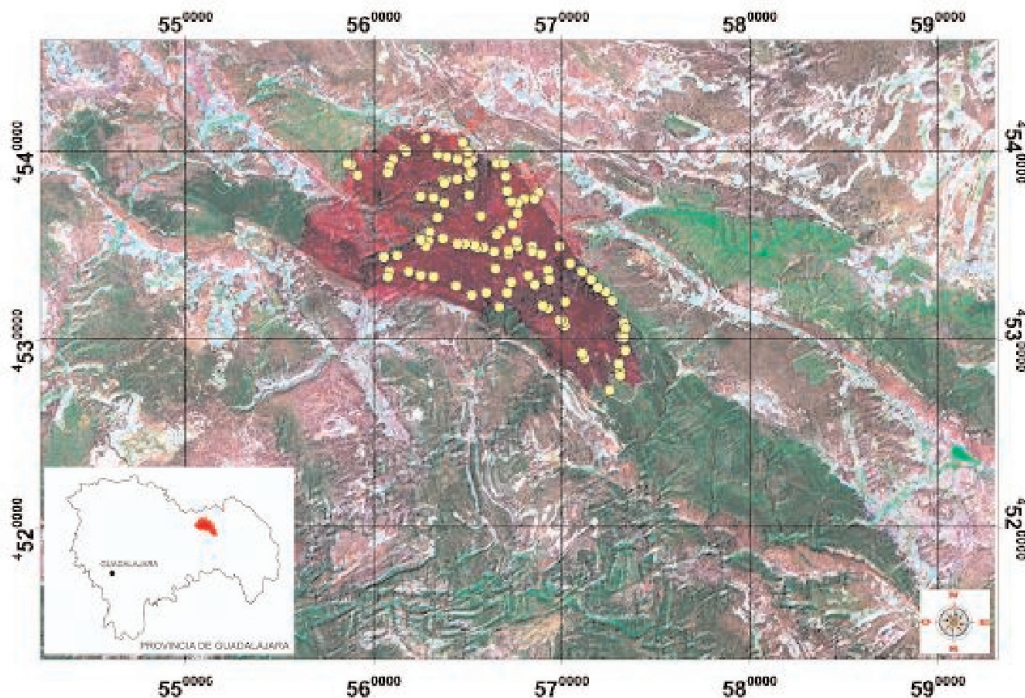


Figura 1. Localización del área de estudio sobre una imagen Landsat-TM. Los puntos amarillos identifican las parcelas muestreadas en campo.

$$GeoCBI = \frac{\sum_{m_1}^{m_n} (CBI_m * FCOV_m)}{\sum_{m_1}^{m_n} FCOV_m}$$

donde *m* representa el estrato considerado y *n* es el número de estratos.

Tres semanas después del incendio, se muestrearon 103 parcelas distribuidas en todo el área de estudio, siempre que las zonas resultaran razonablemente accesibles. Cada parcela tenía un diámetro aproximado de 30 m, y pretendía situarse en áreas

homogéneas desde el punto de vista de la severidad. Las coordenadas de las parcelas se extrajeron de un navegador GPS (GARMIN 12). El trabajo de campo se realizó entre agosto y septiembre de 2005, poco después de ser extinguido el incendio. La figura 2 recoge un ejemplo de distintos niveles de severidad observados en el campo.

Imágenes de satélite

Para este trabajo se emplearon imágenes de cinco distintos sensores.

La tabla 1 muestra un resumen de sus características espectrales y espaciales.



Figura 2. Ejemplos de diferentes valores de GeoCBI: (a) alto (GeoCBI=3), (b) moderado (GeoCBI=2.14) y (c) medio-bajo (GeoCBI= 1.5).

SENSOR	SPOT 5 HRG	Landsat TM	AWIFS	MERIS	MODIS
Resolución espacial (m)	10	30	60	300	500
Resolución espectral (nm)					
B1	500-590	450-515	520-590	407,5-417,5	620-670
B2	610-680	525-605	620-680	437-447	841-876
B3	780-890	630-690	770-860	485-495	459-479
B4	1580-1750	750-900	1550-1700	505-515	545-565
B5		1550-1750		555-565	1230-1250
B6				615-625	1628-1652
B7		2090-2350		660-670	2105-2155
B8				677,5-685	
B9				703,75-713,75	
B10				750-757,5	
B12				771,25-786,25	
B13				855-875	
B14				880-890	

Tabla 1. Resumen de las características espectrales y espaciales de los sensores utilizados en este estudio.

La imagen SPOT 5 HRG1 se adquirió el 20 de Septiembre de 2005, y pertenece a la cubierta nacional preparada para el Plan Nacional de Teledetección (cortesía IGN). Lamentablemente, la imagen no cubre toda la superficie del incendio, a consecuencia de la traza del satélite y la cobertura de nubes, por lo que se seleccionó únicamente el sector más oriental. Para la corrección geométrica se utilizó como referencia con una ortofoto digital post-incendio (píxel de 50 cm), proporcionada por TRAGSA. Se empleó un modelo polinomial de primer grado (error < 0.5 píxel). La calibración radiométrica se basó en los coeficientes de cabecera de la imagen y en el método del objeto oscuro propuesto por Chavez (1996). Tras estas correcciones, se abordó una corrección de efecto de sombreado topográfico, empleando un modelo digital de elevaciones de alta precisión (10 m) y el método de corrección lambertiano propuesto por Civco (1989).

La imagen Landsat 5 Thematic Mapper (TM) (path 200, row 32), correspondiente al 5 de Agosto de 2005 (10 días después de la extinción del incendio). Los valores brutos (niveles digitales) fueron convertidos a reflectividad (ρ) empleando los valores de calibración propuestos por Chander y Markham (2003) y el método de corrección atmosférica del objeto oscuro. La corrección geométrica se basó en un conjunto de puntos de control, empleando como referencia la ortoimagen Landsat ETM+ utilizada en el proyecto CORINE 2000 (proyección UTM 30 T, datum Europeo Medio de 1950). Se usaron funciones polinómicas de primer grado.

Los residuales medios están por debajo de 0.5 píxeles. Al igual que con la imagen SPOT, se aplicó la corrección de iluminación de Civco.

La imagen AWIFS fue adquirida el 22 de agosto de 2005, y fue corregida geométrica y radiométricamente siguiendo el mismo esquema de la imagen Landsat TM.

La imagen MERIS es del 12 de agosto de 2005, y se consiguió a través del servicio de distribución de datos de la Agencia Espacial Europea, en el marco del proyecto europeo Preview (www.preview-risk.com). Los datos fueron procesados por el UK-PAC (UK Multi-Mission Processing and archiving Centre), y distribuidos en formato FR-2P. Este formato, con resolución espacial de 300 metros, se compone de 12 de las 15 bandas originales de MERIS, como datos de reflectividad, y 8 bandas adicionales de información (dos índices de vegetación, concentración de algas, concentración de materia orgánica e inorgánica en suspensión, albedo de las

nubes, espesor óptico de las nubes y concentración de vapor de agua). La imagen entregada está corregida atmosférica y radiométricamente, y se presenta en la proyección UTM y datum WGS 84, por lo que hubo que re proyectarla a la proyección UTM 30 T, datum Europeo medio de 1950. Al observarse sucesivamente un ligero desplazamiento respecto a las imágenes Landsat y SPOT, se realizó la corrección geométrica tomando como referencia un mosaico de imágenes Landsat 7 del año 2000 (fuente CORINE 2000). Se utilizaron funciones polinómicas de segundo grado obteniéndose residuales medios inferiores a 0,6 píxeles.

Finalmente se utilizó una imagen MODIS (a bordo de la plataforma TERRA) del 12 de agosto del 2005. Se trata de producto MOD 09 (MODIS Surface-Reflectance Product, <http://modis.gsfc.nasa.gov/>) que se calcula a partir del nivel 1B de MODIS, y corresponde a la reflectividad estimada al suelo para cada banda sin absorción o dispersión de la atmósfera. La imagen ha sido re proyectada a UTM 30 T, datum Europeo medio de 1950.

En la tabla 2 se muestra un resumen de todas las correcciones aplicadas a las cinco imágenes.

Modelos de simulación

Entre los modelos de simulación de reflectividad de la vegetación que se vienen utilizando en los últimos años, los más comunes se basan en la ecuación de transferencia radiativa (RTM), que permite simular físicamente la reflectividad de una cubierta a partir de los factores que influyen en la absorción y dispersión de la radiación solar incidente.

Para este trabajo, la simulación de los niveles de severidad se ha centrado en la especie *Pinus Pinaster* (especie dominante en la zona de estudio) y se ha llevado a cabo utilizando dos modelos (como en De Santis *et al.*, 2008): el PROSPECT (Jacquemoud, 1990) a nivel de hoja y el GeoSail (Huemmrich, 2001) a nivel de dosel.

El modelo PROSPECT simula la reflectividad y la transmisividad de la hoja a partir de cinco parámetros de entrada (parámetro estructural N, contenido de clorofila a+b, espesor equivalente de agua, materia seca y contenido de pigmentos marrones) y se ha utilizado ampliamente en teledetección. En este estudio se han simulado dos tipos de hojas, verde y seca, fijando los parámetros de entrada en base a los valores de referencia encontrados en la bibliografía para acículas de pino (Kötz *et al.*, 2004; Kötz *et al.*, 2003; Zarco-Tejada *et al.*, 2004; Lang, 2005).

SENSOR	TIPO DE CORRECCIÓN		
	RADIOMÉTRICA	GEOMÉTRICA	TOPOGRÁFICA
SPOT	Método del objeto oscuro (Chavez, 1996)	Puntos de control. Imagen de referencia: ortofoto (50 cm)	Método de Civco (1989)
LANDSAT TM	Método del objeto oscuro (Chavez, 1996)	Puntos de control. Imagen de referencia: Landsat 7 ETM+ (Corine Land Cover, 2000)	Método de Civco (1989)
AWIFS	Método del objeto oscuro (Chavez, 1996)	Puntos de control. Imagen de referencia: Landsat 7 ETM+ (Corine Land Cover, 2000)	Método de Civco (1989)
MERIS	UK-PAC (Agencia Espacial Europea)	UK-PAC + Puntos de control. Imagen de referencia: Landsat 7 ETM+ (Corine Land Cover, 2000)	
MODIS	NASA	NASA + reproyección	

Tabla 2. Resumen de las correcciones aplicadas a las cinco imágenes.

Sucesivamente, a nivel de dosel se ha empleado el modelo GeoSail, que permite simular distintos estratos de vegetación, más un sustrato y que considera condiciones de observación e iluminación, parámetros geométricos de la copa y el efecto de las sombras.

Puesto que resultaba muy complejo simular todas las variables medidas en campo, se seleccionaron para la simulación las siguientes:

- Cambios de sustrato: se consideraron tres espectros de referencia correspondientes a los tipos de sustrato más comunes pocas semanas después del incendio (suelo, carbón y ceniza);
- Cambios en el sotobosque: que corresponde a los dos primeros estratos de vegetación considerados en el GeoCBI (hasta 5 m de altura);
- Cambios en el dosel: que corresponde a los últimos dos estratos de vegetación del GeoCBI (vegetación arbórea > 5m).

Todas las simulaciones se llevaron a cabo entre 400 y 2400 nm (con intervalos de 10 nm) y los espectros a nivel de hoja generados con el PROSPECT fueron utilizados como parámetros de entrada para el GeoSail, juntos a las siguientes variables, que fueron fijadas para reducir el número de simulaciones:

- Distribución angular de las hojas (*leaf angle distribution, LAD*)= esférica (Kötz *et al.*, 2004);
- Proporción entre alto y ancho de la copa = 2.36 (medido en campo en la zona de estudio);

- Ángulo cenital solar = 30° (derivado de la imagen Landsat 5 TM);
- Forma del dosel = cónica (Kötz *et al.*, 2003).

Los espectros simulados con PROSPECT+GeoSail, cada uno correspondiente a un determinado valor de GeoCBI, se utilizaron para formar una librería espectral de referencia (De Santis y Chuvieco, 2007). Para extraer qué espectro incluido en esta librería resultaba más similar a cada píxel de la imagen, utilizamos el clasificador angular (Spectral Angle Mapper, SAM), disponible en ENVI. El algoritmo SAM minimiza el ángulo espectral entre el espectro observado (extraído de la imagen) y el simulado (de la librería espectral) y es insensible a las condiciones de iluminación y efectos de albedo (Bakker y Schmidt 2002).

Validación

En primer lugar, para identificar las bandas más significativas a la hora de estimar la severidad, se calculó, para cada sensor, la correlación de Pearson entre las firmas espectrales extraídas en correspondencia de las parcelas de campo y su correspondiente valor de severidad observado.

Debido a que la imagen SPOT no cubre todo el incendio y para evitar el solape entre parcelas en el caso de las imágenes con píxel de 300 y 500 m, se seleccionó una sub-muestra de 81 parcelas, de las

103 marcadas en campo.

Sucesivamente, el ajuste de las estimaciones fue cuantificado en términos de error cuadrático medio (Root Mean Square Error, RMSE) entre GeoCBI simulado y observado en campo, en la misma sub-muestra.

Es importante tener en cuenta que, debido a la alta intensidad del incendio de Guadalajara, el rango de GeoCBI observado en campo está comprendido entre 2.35 y 3, lo que dificulta extrapolar las conclusiones de este estudio a zonas que presentan valores inferiores a estos.

RESULTADOS

La figura 3 muestra la correlación entre las bandas de los sensores y la severidad observada en correspondencia de la sub-muestra de las parcelas de campo. Destaca la alta correlación negativa de las bandas correspondientes al infrarrojo cercano (IRC, tabla 1) ($r > -0.45$), siendo la banda 4 de Landsat la que registra el valor más alto ($r = -0.65$), seguida por la banda 3 de SPOT ($r = -0.57$), las bandas de MERIS de 10 a 13 ($r = -0.55$) y finalmente la banda 3 de AWIFS ($r = -0.54$). En el IRC la reflectividad depende especialmente de la cantidad de biomasa vegetal y de su estado de vigor. Esto confirma que el LAI y la FCOV son los factores predominantes en la determinación de los niveles de severidad.

Por otro lado, la banda 7 de Landsat, correspondiente al infrarrojo de onda corta (SWIR 2, tabla 1) muestra una alta correlación positiva ($r = 0.51$), superior a la que se observa para la banda 5 del mismo sensor y a las bandas 4 de SPOT y AWIFS centradas

en el SWIR 1.

Esta capacidad del SWIR 2 debería relacionarse con su sensibilidad para distinguir distintos tipos de sustratos y contenido de humedad.

Validación

La figura 4 muestra los errores cuadráticos medios por cada sensor. Para analizar mejor la precisión de las estimaciones, el RMSE ha sido dividido en tres grupos, además de considerar su valor total: GeoCBI entre 2.35 y 2.5, 2.5-2.7, 2.7-3.

El primer intervalo considera valores severidad intermedios, que corresponden normalmente a zonas con alta heterogeneidad en los efectos del fuego en los distintos estratos de la vegetación. Para este rango, el error más bajo se registra para Landsat TM (RMSE= 0.21, tabla 2). MERIS y MODIS muestran una precisión parecida (RMSE=0.39 y RMSE=0.33, respectivamente) mientras que SPOT (RMSE= 0.77) y sobre todo AWIFS (RMSE=1.51) presentan errores muy elevados y no aceptables, ya que corresponden a una incertidumbre mayor que 25% del rango total del GeoCBI.

En el segundo intervalo, que corresponde a valores de severidad medio-altos (menor grado de heterogeneidad en la distribución del daño en la parcela), SPOT presenta el menor error (RMSE=0.12), seguido por MODIS y Landsat TM (RMSE=0.23 y RMSE=0.26, respectivamente). MERIS muestra un error más elevado respecto al intervalo anterior (RMSE=0.59), mientras que AWIFS, aunque mejore ligeramente, sigue presentando un error no aceptable (RMSE=0.75).



Figura 3. Correlación entre las bandas de los sensores y la severidad de las parcelas observada en campo (para mayor claridad, las bandas de MODIS han sido ordenadas según las longitudes de onda correspondientes).

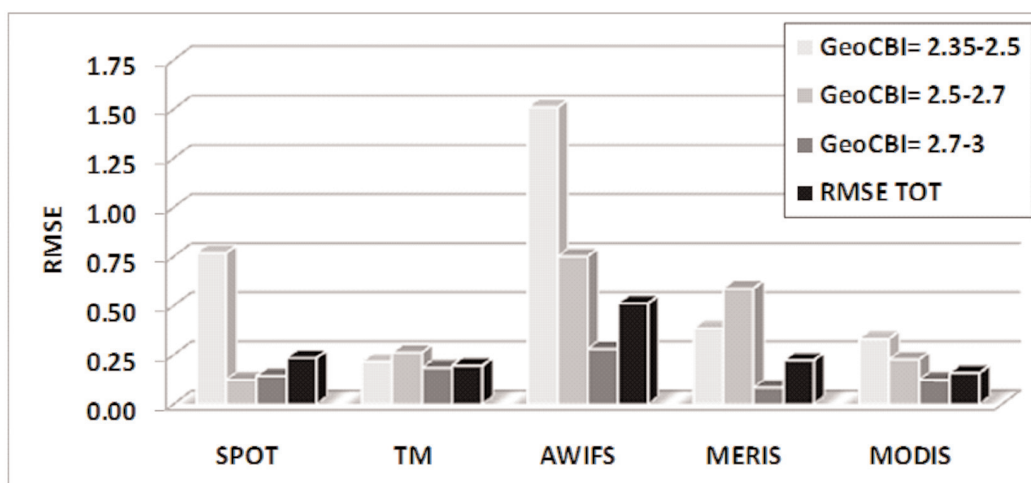


Figura 4. Error cuadrático medio calculado para cada sensor y cada rango de GeoCBI analizado.

En el último intervalo, correspondientes a áreas muy quemadas y por tanto más homogéneas, MERIS destaca por su error muy reducido (RMSE=0.08), seguido por MODIS, SPOT y TM (RMSE entre 0.12 y 0.18) y, finalmente, también AWIFS presenta un error bajo (RMSE=0.28).

Si consideramos el RMSE total, los errores son muy parecidos para SPOT, Landsat TM, MERIS y MODIS (RMSE entre 0.16 y 0.23), mientras que AWIFS presenta el error más alto (RMSE = 0.51). En la tabla 3, se muestra también el ajuste lineal entre GeoCBI observado y simulado.

Analizando las ecuaciones, solo Landsat TM muestra un ajuste muy cercano a la relación 1:1 (pendiente ≈1 y constante ≈ 0). SPOT y AWIFS presentan una subestimación acusada para GeoCBI<2.5, mientras que MERIS y MODIS sobrestiman en el mismo rango.

Finalmente, el r² disminuye a medida que aumenta la resolución espacial del sensor (desde 0.522 para

SPOT hasta 0.117 para MODIS).

Cartografía de resultados

La figura 5 muestra los mapas de niveles de severidad resultantes de la inversión del modelo de simulación, aplicada a todas las imágenes.

En todos los mapas se observa la presencia de dos franjas (orientadas NE-SO) menos afectadas por el fuego, rodeadas por áreas que presentan valores de severidad muy altos. En estas últimas, hay mayor acuerdo entre los sensores, aunque se observa una mayor homogenización a medida de que aumenta el tamaño del píxel del sensor.

En las franjas diagonales, si tomamos como referencia el mapa del Landsat TM, más preciso a la hora de estimar los valores de GeoCBI<2.5, se confirma la tendencia a la sub-estimación de SPOT y AWIFS en contraposición a la sobre-estimación de MERIS y MODIS.

SENSORES	Rangos de GeoCBI			RMSE TOTAL	Ajuste lineal entre GeoCBI observado y simulado	R ²
	2.35-2.5	2.5-2.7	2.7-3			
SPOT	0.77	0.12	0.14	0.23	$y = 1.466x - 1.341$	0.522
TM	0.21	0.26	0.18	0.20	$y = 0.981x - 0.020$	0.426
AWIFS	1.51	0.75	0.28	0.51	$y = 2.25x - 3.639$	0.368
MERIS	0.39	0.59	0.08	0.22	$y = 0.556x + 1.296$	0.152
MODIS	0.33	0.23	0.12	0.16	$y = 0.229x + 2.209$	0.117

Tabla 3. Error cuadrático medio (RMSE) y ajuste lineal entre GeoCBI observado y simulado, calculados para cada sensor.

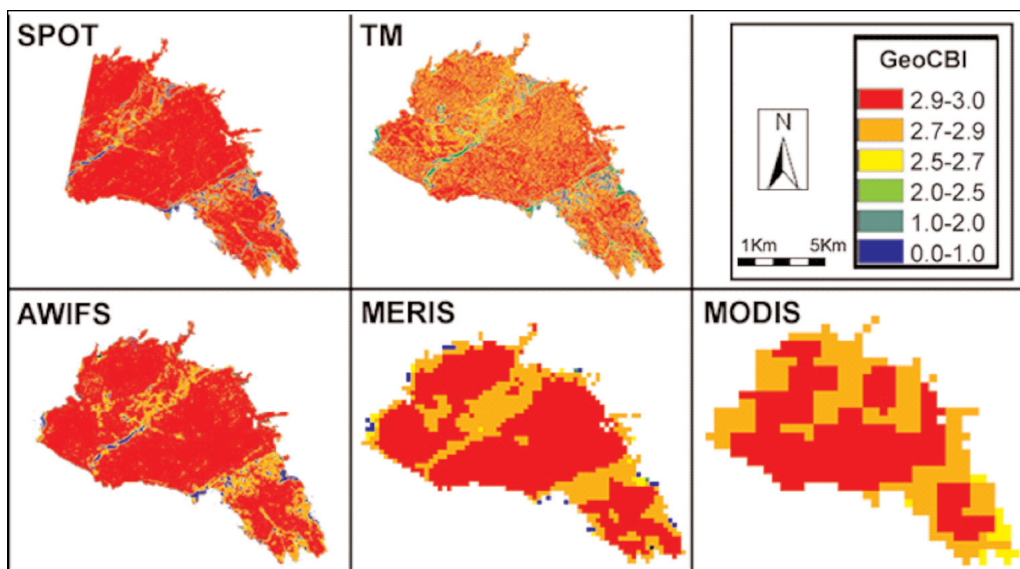


Figura 5. Mapas de severidad resultantes para cada sensor.

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

La correcta estimación de la severidad se basa en la correcta caracterización espectral y espacial del área quemada.

Desde el punto de vista espectral, Landsat TM y MODIS son los únicos sensores que presentan bandas en las dos regiones del espectro más importantes para discriminar los niveles de severidad: el IRC (750-1000 nm) y el SWIR2 (2000-2500 nm). El IRC es especialmente sensible a los cambios en el LAI, en la FCOV y en el estado de vigor de la vegetación, mientras que el SWIR 2 es más sensible al contenido de humedad y a las variaciones en el tipo de sustrato.

Como cabe esperar, la mejor resolución espacial del Landsat TM (30 m frente a 500 m, tabla 1) mejora ampliamente los resultados. En el caso de SPOT y AWIFS se nota claramente la pérdida de precisión en la estimación de valores de severidad entre 2.35 y 2.5 debido a la falta de información en el SWIR2 y al escaso número de bandas. En el caso de MERIS, la falta de datos en el SWIR se ve ligeramente compensada por una alta resolución espectral (tabla 1) en el visible-NIR.

Como se nota claramente en los mapas (figura 5), SPOT y AWIFS tienden a subestimar los valores medios y bajo de GeoCBI, aunque conservan una buena descripción de la variabilidad espacial de la severidad. Por el contrario, dado que las zonas menos afectadas del incendio están localizadas en dos franjas

relativamente estrechas y rodeadas por áreas con severidad máxima, los dos sensores de más baja resolución espacial (MERIS y MODIS) sobre-estiman los valores de GeoCBI < 2.5.

En conclusión, el mejor compromiso entre resolución espectral y espacial para la estimación de la severidad resulta ser el sensor Landsat TM, que además asegura un comportamiento homogéneo en todos los rangos de GeoCBI. El resto de sensores podría ser empleado en áreas muy afectadas por el fuego (más homogéneas) y en las que se quiere distinguir la severidad en rangos más generales (severidad baja, media, alta).

CONCLUSIONES

En este trabajo se comparan estimaciones de niveles de severidad del fuego obtenidas con cinco sensores sobre el mismo incendio. En todos los casos se ha seguido la misma metodología basada en la inversión de un modelo de simulación, ya que en trabajos anteriores hemos demostrado que permite una discriminación mejor respecto a los modelos empírico tradicionales.

Los resultados obtenidos señalan el Landsat TM como el sensor más adecuado, porque tiene una resolución espacial idónea y bandas en los rangos del espectro más significativos en este tipo de estudios. Su precisión es homogénea en todo el rango de GeoCBI analizado y no presenta tendencias marcadas a la sobre- o subestimación. El resto de sensores pre-

senta niveles de precisión desiguales, con mayores errores en correspondencia de los valores medios y bajos de GeoCBI.

Debido a que los datos de campo cubren un rango de GeoCBI comprendido entre 2.35 y 3, los resultados obtenidos no se pueden extrapolar directamente a valores inferiores a estos.

De cara al futuro, la puesta en órbita de nuevos sensores hiperspectrales (como el EnMAP, Kaufmann *et al*, 2006) permitirá una mejor descripción de la variabilidad espectral y espacial del área quemada.

REFERENCIAS

- ALLEAUME, S., HELY, C., LE ROUX, J., KORONTZI, S., SWAP, R.J., SHUGART, H.H., JUSTICE, C.O. 2005. Using MODIS to evaluate heterogeneity of biomasa burning in southern African savannahs: a case study. *International Journal of Remote Sensing*. Vol. 26: 4219- 4237.
- BAKKER, W. H., SCHMIDT, K. S. (2002). Hyperspectral edge filtering for measuring homogeneity of surface cover types. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, Vol.56, 246– 256.
- BIGLER, C., KULAKOWSKI, D., VEBLEN, T.T. (2005). Multiple disturbance interactions and drought influence fire severity in rocky mountain subalpine forests. *Ecology*. Vol. 86, 3018-3029.
- BOBBE, T., FINCO, M.V., QUAYLE, B., LANNOM, K. SOHLBERG, R., PARSONS, A. (2003). Field measurements for the training and validation of burn severity maps from spaceborne remotely sensed imagery. 18 pp. Salt lake City, Utah, USDA Forest Service.
- CALVO, L., S. SANTALLA, S., MARCOS, E., VALBUENA, L., TÁRREGA, R., LUIS, E. (2003). Regeneration after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster*, an obligate seeder, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a Typical resprouter. *Forest Ecology and Management*, Vol. 184, 209-223.
- CECCATO, P., GOBRON, N., FLASSE, S., PINTY, B., TARANTOLA, S. (2002a). Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 1 Theoretical approach. *Remote Sensing of Environment*. 82, 188-197.
- CHAFER, C.J., NOONAN, M., MACNAUGHT, E. (2004). The post-fire measurement of fire severity and intensity in the Christmas 2001 Sydney wildfires. *International Journal of Wildland Fire*. Vol.13, 227-240.
- CHANDER, G., MARKHAM, B. (2003). Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Vol. 41(11), 2674-2677.
- CHAVEZ, P. S. (1996). Image-based atmospheric corrections. Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 62(9), 1025-1036.
- CHUVIECO, E., D. RIAÑO, D., DANSON, F.M., MARTÍN, P. (2006). Use of a radiative transfer model to simulate the post-fire spectral response to burn severity. *Journal of Geophysical Research - Biosciences*, Vol. 111(G04S09): doi: 10.1029/2005JG000143.
- CHUVIECO, E., DE SANTIS, A., RIAÑO, D., HALLIGAN, K. (2007). Simulation approaches for burn severity estimation using remotely sensed images, *Fire ecology*, Vol. 3(1), 129-150.
- CIVCO, D. L. (1989). Topographic Normalization of Landsat Thematic Mapper Digital Imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 55(9), 1303-1309.
- COCKE, A. E., P. Z. FULE, CROUSE, J.E. (2005). Comparison of burn severity assessments using Differenced Normalized Burn Ratio and ground data. *International Journal of Wildland Fire*, Vol. 14, 189-198.
- DE SANTIS, A., CHUVIECO, E. (2007). Burn severity estimation from remotely sensed data: performance of simulation versus empirical models. *Remote Sensing of Environment*, Vol.108(4), 422-435.
- DE SANTIS, A., CHUVIECO, E. (2008). GeoCBI: a modified version of the Composite Burn Index to estimate burn severity for remote sensing applications. *Remote Sensing of Environment*, en revisión.
- DE SANTIS, A., CHUVIECO, E., VAUGHAN, P. J.(2008). Short-term assessment of burn severity using the inversion of the GeoSail model. *Remote Sensing of Environment*, en revisión.
- DÍAZ-DELGADO, R., LLORET, F., PONS, X. (2003). Influence of fire severity on plant regeneration by means of remote sensing imagery. *International Journal of Remote*

- Sensing*, Vol. 24(8), 1751-1763.
- GENERALITAT VALENCIANA (1988). Respuesta y adaptación de la vegetación al fuego. *Los incendios forestales en la Comunidad Valenciana*. Valencia, Generalitat Valenciana, Conselleria d'agricultura, 49-55.
- FINNEY, M.S., McHUGH, C.W., GRENFELL, I.C. (2005). Stand- and landscape-level effects of prescribed burning on two Arizona wildfires. *Canadian Journal of Forest Research*. Vol.35, 1714-1722.
- HUEMMRICH, K.F. (2001). The GeoSail model: a simple addition to the SAIL model to describe discontinuous canopy reflectance. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 75, 423-431.
- HUDAK, A.T., ROBICHAUD, P.R., EVANS, J.B., CLARK, J., LANNOM, K., MORGAN, P., STONE, C. (2004). Field validation of Burned Area Reflectance Classification (BARC) products for post-fire assessment. *Proceeding of Remote Sensing for field users-Tenth Forest Service Remote Sensing Applications Conference*, Salt Lake City, Utah, April 5-9, 2004.
- HYDE, K., WOODS, W.W., DONAHUE, J. (2007). Predicting gully rejuvenation after wildfire using remotely sensed burn severity data. *Geomorphology*. Vol.86, 496-511.
- ISAEV, A.S., KOROVIN, G.N., BARTALEV, S.A., ERSHOV, D.V., JANETOS, A., KASISCHKE, E.S., SHUGART, H.H., FRENCH, N.H., ORLICK, B.E., MURPHY, T.L. (2002). Using remote sensing for assessment of forest wildfire carbon emissions. *Climate change*. Vol.55 (1-2), 231-255.
- JACQUEMOUD, S. (1990). PROSPECT: a model to leaf optical properties spectra. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 34, 74-91.
- JACQUEMOUD, S., C. BACOUR, POILVE, H., FRANGI, J.P. (2000). Comparison of Four Radiative Transfer Models to Simulate Plant Canopies Reflectance: Direct and Inverse Mode. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 74, 471-481.
- KAUFMANN, H. SEGL, K. CHABRILLAT, S. HOFER, S. STUFFLER, T. MUELLER, A. RICHTER, R. SCHREIER, G. HAYDN, R. BACH, H. (2006). EnMAP. A Hyperspectral Sensor for Environmental Mapping and Analysis. In: *Geoscience and Remote Sensing Symposium IGARSS '06*, 1617-1619. doi: 10.1109/IGARSS.2006.417
- KEY, C.H., BENSON, N. (1999). Datos no publicados presentados en la siguiente pagina web: <http://www.nrmcs.usgs.gov/research/dnbr.htm>.
- KEY, C.H., BENSON, N. (2005). Landscape Assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index; and Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. In: *FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System* (D.C. Lutes, R.E. Keane, J.F. Caratti, C.H. Key, N.C. Benson and L.J. Gangi, Eds.), USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164, Ogden, UT, pp. CD:LA1-LA51.
- KOKALY, R.F., ROCKWELL, B.W., HAIRE, S.L., KING, T.V.V. (2007). Characterization of post-fire surface cover, soils and burn severity at the Cerro Grande Fire, New Mexico, using hyperspectral and multispectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 106, 305-325.
- KÖTZ, B., SCHAEPMAN, M., MORSDORF, F., BOWYER, P., ITTENA, K. AND ALLGÖWER, B. (2004). Radiative transfer modeling within a heterogeneous canopy for estimation of forest fire fuel properties. *Remote Sensing of Environment*. Vol.92, 332-344.
- KÖTZ, B., SCHAEPMAN, M., MORSDORF, F., ITTEN, K., ALLGÖWER, B., BOWYER, P. (2003). Multi-resolution Imaging Spectroscopy Resolving the Structure of Heterogeneous Canopies for Forest Fire Fuel Properties Mapping. In: I. International (Editor), *Geoscience and Remote Sensing Symposium IGARSS '03*, 2869-2871.
- KUSHLA, J.D., RIPPLE, Z.A., SMITH, A.M.S, FALKOWSKI, M.J., HUDAK, A.T., MORGAN, P., LEWIS, S.A., GESSLER, P.E., BENSON, N.C. (2006). Assessing wildfire effects with Landsat Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*. Vol.19, 2493-2507.
- LANG, M., NILSON, T., KUUSK, A., KIVISTE, A., HORDO, M. (2005). The performance of different leaf mass and crown diameter models in forming the input of a forest reflectance model: a test on forest growth sample-plots and Landsat ETM images. *ForestSat 2005*, Boras.
- MILLER, A.B, YOOL, S.R. (2002). Mapping forest

- post-fire canopy consumption in several overstory types using multitemporal Landsat. *Remote Sensing of Environment*. Vol.82, 481-496.
- MILLER, J.D., THODE, A.E. (2007). Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). *Remote Sensing of Environment*. Vol.109, 66-80.
- MORENO, J. M., OECHEL, W. C. (1989). A Simple Method for estimating fire intensity after a burn in California Chaparral. *Acta Ecologica (Ecologia plantarum)*. Vol. 10(1), 57-68.
- MORENO, J. M., OECHEL, W. C. (1991). Fire intensity effects on germination of shrubs and herbs in southern California chaparral. *Ecology*, Vol.72(6), 1993-2004.
- NAVARRO, R. M., NAVARRO, C., SALAS, F.J., GONZÁLEZ, M.P., ABELLANAS, B (1996). Regeneración de la Vegetación después de un Incendio. Aplicación de Imágenes Landsat-TM a su caracterización y seguimiento: propuesta metodológica y desarrollo parcial. *Seminario sobre Nuevas Tecnologías contra Incendios Forestales*, Madrid, ICONA.
- PARRA, A., CHUVIECO, E. (2005). Assessing burn severity using Hyperion data. *Proceedings of the 5th International Workshop on Remote Sensing and GIS applications to Forest Fire Management: Fire Effects Assessment*. J. Riva, F. Pérez-Cabello y E. Chuvieco. Paris, Universidad de Zaragoza, GOF-C-GOLD, EARSeL, 239-244.
- PATTERSON, M.W., YOOL, S.R. (1998). Mapping Fire-Induced Vegetation Mortality Using Landsat Thematic Mapper Data- Rincon Mountain Wilderness, Arizona, USA. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 65, 132-142.
- PEREIRA, J. M. C., MOTA, B., PRIVETTE, J.L., CAYLOR, K.K., SILVA, J.M.N., SA, A.C.L. AND NI-MEISTER, W. (2004). A simulation analysis of the detectability of understory burns in miombo woodlands. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 93, 296-310.
- PÉREZ, B., MORENO, J. M (1998). Methods for quantifying fire severity in shrubland-fires. *Plant Ecology*. Vol.139, 91-101.
- ROBICHAUD, P.R., LEWIS, S.A., LAES, D.Y.M., HUDAD, A.T., KOKALY, R.F., ZAMUDIO, J.A. (2007). Post fire soil burn severity mapping with hyperspectral image unmixing. *Remote Sensing of Environment*. Vol.108, 467-580.
- ROY, D., P. E. LEWIS, JUSTICE, C.O. (2002). Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data—a bi-directional reflectance model-based expectation approach. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 83(1-2), 263-286.
- ROGAN, J., YOOL, S.R. (2001). Mapping fire-induced vegetation depletion in the Peloncillo Mountains, Arizona and New Mexico. *International Journal of Remote Sensing*. Vol.16, 3101-3121.
- ROLDAN-ZAMARRON, A., MERINO-DE-MIGUEL, S., GONZALES-ALONSO, F., GARCIA-GIGORRO, S., CUEVAS, J.M (2006). Minas de Riotinto (south Spain) forest fire: burned area assessment and fire severity mapping using Landsat 5-TM, Envisat-MERIS and Terra-MODIS post-fire images. *Journal of Geophysical Research*. Vol. 111, Art.nº. G04S11.
- SORBEL, B., ALLEN, J. (2005). Space-based burn severity mapping in Alaska's Nat. Parks. *Alaska Park Science*, 4-11.
- VAN WAGTENDONK, J.W., ROOT, R.R, KEY, C.H. (2004). Comparison of AVIRIS and Landsat ETM+ detection capabilities for burn severity. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 92(3), 397-408.
- WHITE, J.D., RYAN, K.C., KEY, C.C., RUNNING, S.W.(1996). Remote Sensing of forest fire severity and vegetation recovery. *International Journal of Wildland Fire*. Vol.6, 125-136.
- ZARCO-TEJADA, P. J., MILLER, J. R., HARRONA, J., HUB, B., NOLANDD, T. L., GOELE, N., MOHAMMEDD, G. H., SAMPSOND, P. (2004). Needle chlorophyll content estimation through model inversion using hyperspectral data from boreal conifer forest canopies. *Remote Sensing of Environment*. Vol.89(2), 189– 199.