

LA SEVERIDAD DEL FUEGO: REVISIÓN DE CONCEPTOS, MÉTODOS Y EFECTOS AMBIENTALES

R. MONTORIO LLOVERÍA¹, F. PÉREZ-CABELLO¹, A. GARCÍA-MARTÍN²,
L. VLASSOVA^{1,3} & J. DE LA RIVA FERNÁNDEZ¹

¹Dpto. de Geografía y Ordenación del Territorio, GEOFOREST (IUCA), Universidad de Zaragoza, España.
E.mail: montorio@unizar.es

²Centro Universitario de la Defensa (CUD) de Zaragoza.

³ Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad Técnica Estatal de Quevedo, Quevedo, Los Ríos, Ecuador

RESUMEN

En el contexto de los incendios forestales, la “severidad” es una de las variables comúnmente referidas en su caracterización. Su importancia radica en que el nivel de severidad condiciona la respuesta del ecosistema a los efectos del fuego, convirtiéndose así en una variable predictiva de gran interés para la gestión de las áreas quemadas. Dando testimonio de esta influencia en la dinámica post-fuego, este artículo ofrece una revisión de algunas de las investigaciones que han abordado este objetivo, sintetizando las principales conclusiones derivadas de ellas. Del mismo modo, en la línea de consistencia terminológica demandada por muchos autores, se resumen los conceptos utilizados en su definición, buscando clarificar su significado y promover su correcto uso. Por último, se presentan los métodos con los que esta variable ha sido evaluada, prestando especial atención a la teledetección y a los resultados con ella obtenidos.

Palabras clave: *Incendios forestales, efectos del fuego, dinámica post-fuego, teledetección*

ABSTRACT

The term “severity” is one of the most commonly used in wildfire characterization. As severity level influences ecosystem response to fire effects, severity turns into a critical variable to prioritize rehabilitation and mitigation efforts. Showing this great influence in post-fire dynamic, this paper reviews some of the researchs related to this topic, summarizing the concluding remarks derived. Following the general recommendation related to the consistent use of severity terminology, the main concepts are defined, clarifying their meaning and suggesting their proper usage. Finally, the evaluation methods are shown, focusing on the results attained from remote sensing data.

Keywords: *Wildfires, fire effects, post-fire dynamic, remote sensing*

1. INTRODUCCIÓN

La severidad del fuego es comúnmente destacada como un factor crítico en la dinámica de las áreas quemadas. Por su relación directa con la cantidad de biomasa consumida está muy ligada a la recuperación vegetal y la dinámica hidrogeomorfológica post-incendio, estableciéndose, de forma general, que la alta severidad está vinculada a tasas de recuperación de la vegetación más bajas y tasas de erosión más elevadas que las áreas de baja severidad (Doerr *et al.*, 2006; Moody *et al.*, 2013).

En consecuencia, desde el punto de vista de la gestión forestal, la evaluación y cartografía de esta variable proporciona información fundamental para priorizar la aplicación de tratamientos y medidas que buscan minimizar los efectos del fuego y acortar el tiempo de recuperación del ecosistema afectado (Miller & Yool, 2002). La necesidad de ser correctamente evaluada es aún mayor si se considera que el sentido actual del proceso de transformación del régimen de fuego mundial es hacia un aumento de la frecuencia, extensión, intensidad y severidad de los incendios (Chuvieco *et al.*, 2008).

El objetivo de este artículo es ofrecer una revisión de los principales conceptos asociados al término “severidad”, de las metodologías con las que es evaluada y de las implicaciones ecológicas que tiene en la dinámica de las áreas quemadas.

2. APROXIMACIÓN TERMINOLÓGICA

Existe en la bibliografía especializada cierta confusión respecto a la terminología aplicada en los estudios de severidad. De forma general, el concepto severidad hace referencia a los efectos del fuego sobre el

medio ambiente, siendo comúnmente definido como la magnitud del cambio ecológico causado por el fuego (Key & Benson, 2006; Lentile *et al.*, 2006). Siguiendo algunas investigaciones que han tratado de clarificar los conceptos utilizados, se pueden distinguir dos tipos de efectos del fuego, de primer y segundo orden, que se suceden en el continuo temporal en el que puede analizarse el fuego como perturbación (Jain, 2004).

Los efectos de primer orden están vinculados al impacto inmediato sobre los componentes o condiciones preexistentes; son resultado directo del proceso de combustión. Estos efectos aparecen referidos como severidad del fuego (*fire severity*) (Kasischke *et al.*, 2007; Lentile *et al.*, 2006) o como severidad del incendio (*burn severity*) a corto plazo (Key, 2006). El intervalo para su medición es relativamente corto, ya que muchos efectos se debilitan y son alterados por los procesos biofísicos subsiguientes, y altamente dependiente del ecosistema y de las condiciones meteorológicas del medio ambiente post-incendio. Algunos autores distinguen entre la evaluación inicial, realizada de forma inmediata, y la evaluación extendida, retrasada hasta la primera estación de crecimiento de la vegetación (Key, 2006). Este retraso permite observar efectos de primer orden no visibles justo después del fuego, como la mortalidad de la vegetación, pero presenta el riesgo de que muchos otros como la presencia de cenizas o de restos de vegetación quemada hayan desaparecido por la acción del viento y la lluvia.

Los efectos de segundo orden están relacionados con la respuesta del ecosistema en términos, fundamentalmente, de



Figura 1. Niveles de severidad del fuego registrados en el incendio forestal de los montes de Zuera de 2008: a) no quemado; b) baja; c) media y d) alta.

regeneración vegetal y dinámica hidrogeomorfológica. Los autores refieren a ellos como severidad del incendio en sentido estricto (Kasischke *et al.*, 2007; Lentile *et al.*, 2006), severidad del incendio a largo plazo (Key, 2006) o, simplemente, como respuesta del ecosistema (Keeley, 2009; Veraverbeke *et al.*, 2010). Su evaluación, sin punto de inicio fijo, se prolonga durante años y puede realizarse con referencia a las condiciones pre- o post-fuego (Key, 2006).

La relación entre ambos efectos queda establecida de la siguiente manera: los efectos de segundo orden son función de los efectos de primer orden y de las características del medio ambiente previo (Kasischke *et al.*, 2007; Key & Benson, 2006). Adoptando la terminología de Lentile *et al.*

(2006) y Kasischke *et al.* (2007), la severidad del incendio (*burn severity*) es función de la severidad del fuego (*fire severity*). En función de esta relación, la severidad del fuego se constituye como uno de los parámetros más importantes por su carácter predictivo de la respuesta del ecosistema.

3. INFLUENCIA EN LA RESPUESTA AMBIENTAL DE LAS ÁREAS QUEMADAS

La superficie de las áreas quemadas se cubre de diferentes materiales en función de cuál haya sido la severidad del fuego. Así, desde el predominio de la vegetación y el suelo en las áreas no quemadas, se observa una progresiva carbonización en los niveles de severidad medios con la aparición de la vegetación quemada, el

suelo quemado y el carbón hasta alcanzar, en la alta severidad del fuego, la combustión completa, manifestada a través de la ceniza (Figura 1). La presencia en las superficies quemadas de estas diferentes cubiertas y su distribución espacial ejerce una importante influencia sobre la respuesta del ecosistema a la perturbación del fuego al dirigir los procesos edáficos y de regeneración vegetal.

La presencia de vegetación en la situación post-fuego incrementa la humedad ambiental, reduce la evaporación y facilita la infiltración de agua en el suelo y, en consecuencia, controla la proporción de escorrentía y los efectos de la erosión. En el medio ambiente post-fuego las tasas de escorrentía e infiltración están fundamentalmente reguladas por la regeneración de la vegetación (Pérez-Cabello *et al.*, 2000), implicando descensos en la producción de escorrentía superficial de hasta un 18% respecto a la situación de suelo desnudo (Cerdà & Doerr, 2005).

La vegetación quemada juega un importante papel en la dinámica hidrológica y erosiva después del fuego ya que actúa como agente de interceptación del agua de lluvia, activa la escorrentía cortical favoreciendo los mayores niveles de penetración de agua en el suelo y reduce el efecto del *splash* (Pérez-Cabello *et al.*, 2000; Pérez-Cabello *et al.*, 2002), lo que en consecuencia disminuye el flujo superficial y la pérdida de suelo.

El aumento de la capacidad de retención de agua ha sido estimado por algunas investigaciones registrándose, por ejemplo, valores entre 0,5 y 3 mm de espesor de agua por cada centímetro de espesor de los restos vegetales bajo pinares y eucaliptus, respectivamente (Shakesby

& Doerr, 2006). Pannkuk & Robichaud (2003) demostraron que un 50% de cobertura de acículas procedentes de la quema de diversas especies de pinos supone una reducción de la erosión difusa de entre un 60-80% y de la erosión concentrada entre un 20-40%. Cerdà & Doerr (2008) mostraron también que la presencia de acículas sobre una capa de cenizas no sólo realza la capacidad de retención de agua de esta cubierta sino que actúa además como agente protector incluso bajo precipitaciones intensas, permitiendo que el efecto absorbente de las cenizas y su acción reguladora de la escorrentía y la erosión se prolongue durante más tiempo.

El suelo quemado sufre alteraciones biológicas, físicas y químicas como consecuencia directa de las temperaturas elevadas y, de forma indirecta, por la incorporación de las cenizas (Mataix-Solera, 1999). Las perturbaciones biológicas, producidas a temperaturas relativamente bajas, condicionan el funcionamiento de la germinación y el rebrote, los dos principales mecanismos de regeneración vegetal (DeBano *et al.*, 1998). De forma general, las áreas quemadas con mayor severidad registran bajas tasas de recuperación vegetal debido a que las altas temperaturas pueden disminuir la disponibilidad de semillas (Salvador & Lloret, 1995) e inducir una mortalidad significativamente superior en las plantas rebrotadoras debido a la destrucción de los tejidos meristemáticos (Lloret & López-Soria, 1993). En sentido contrario también existen estudios en los que se ha observado una mejor regeneración en áreas de alta severidad debido, por ejemplo, a la mayor concentración de nutrientes en el medio ambiente post-fuego (Pausas *et al.*, 2002), al efecto positivo del fuego sobre la dispersión de las semi-

llas (Vega *et al.*, 2008) o a la presencia de semillas refractarias que precisan el calor del fuego para despertar de su estado latente (Keeley, 1991). Por encima de los 220° se inician los principales cambios en las características del suelo, especialmente acusados al superarse el umbral de los 460°. De forma general los estudios concluyen que las características físicas del suelo se deterioran mientras que las propiedades químicas mejoran (Díaz-Fierros *et al.*, 1994).

La incorporación de las cenizas aumenta el pH de los suelos afectados (Bodí *et al.*, 2014) debido a la cantidad de óxidos, hidróxidos y carbonatos que éstas contienen. Al mismo tiempo, la deposición de las cenizas supone el retorno al suelo de parte de los nutrientes liberados en el proceso de combustión de la vegetación, explicando así el incremento temporal de la fertilidad que se produce inmediatamente después del fuego y que favorece la regeneración de la vegetación y de la materia orgánica (Badía & Martí, 2003). Sin embargo, después de las primeras lluvias la gran mayoría de los cationes básicos de las cenizas son disueltos y se asiste a una reducción del pH que aumenta la probabilidad de disolución de la gran cantidad de metales pesados presentes en las cenizas, pudiendo inducir una toxicidad en el suelo (Pereira *et al.*, 2010).

Los suelos quemados ven fuertemente alterada su estructura, una variable muy importante en los procesos hidrológicos y erosivos. El principal agente conductor de estos cambios es el consumo de materia orgánica, ya que ésta se encuentra directamente expuesta al calor del fuego y posee un umbral de temperatura muy bajo (Neary *et al.*, 2005). El consumo de materia orgánica altera la estabilidad de los

agregados del suelo, un parámetro clave en la resistencia a la erosión e infiltrabilidad del suelo. En fuegos de baja intensidad la estabilidad de los agregados puede aumentar por agregación de los componentes arcillosos y partículas de arena, por la eliminación con el agua de lluvia de los agregados de menor resistencia o debido a la presencia de sustancias hidrofóbicas con acción cementadora (Mataix-Solera *et al.*, 2002). En fuegos de alta intensidad los niveles de agregación caen, favoreciendo así la pérdida de suelo. En este sentido, se ha observado que el cubrimiento del suelo quemado por una capa de cenizas contribuye a mejorar la estabilidad de los agregados y consecuentemente a reducir el riesgo de erosión (Pereira *et al.*, 2010).

Otro parámetro físico alterado en los suelos quemados y con consecuencias hidrogeomorfológicas es la porosidad. Junto a la pérdida de materia orgánica y la destrucción de los agregados, la pérdida de protección frente a la acción erosiva de las gotas de lluvia provoca cambios en la cantidad y tamaño de los poros. El *splash*, particularmente fuerte en las intensas lluvias mediterráneas, moviliza las partículas finas del suelo que acaban obstruyendo los poros, reduciendo así la aireación del suelo y su capacidad de infiltración. Algunas investigaciones apuntan a que la presencia de cenizas reforzaría esta pérdida de porosidad. Las cenizas, especialmente las más finas, contribuirían al aumento de las tasas de escorrentía superficial por su baja porosidad y porque al contacto con el agua expanden su volumen y rellenan los poros del suelo, favoreciendo la formación de costras superficiales (Bodí *et al.*, 2012).

En sentido contrario, son también muy numerosos los estudios que han demos-

trado que las cenizas tienen una alta capacidad de retención de agua, provocando así un retardo y una disminución de la escorrentía superficial (Cerdà & Doerr, 2008; Woods & Balfour, 2008; Pérez-Cabello *et al.*, 2012). Tal como demuestran Cerdà & Doerr (2008) la reducción de la escorrentía superficial provocada por la capa de cenizas alcanza magnitudes importantes, registrándose valores 18 veces inferiores en el suelo cubierto de cenizas que en el suelo sin cubrir. Asimismo, como se ha señalado anteriormente, este efecto se ve realzado por la presencia de acículas o restos de vegetación quemada (escorrentía 25 veces menor sobre el suelo cubierto de cenizas y acículas). Muchas de estas investigaciones señalan también que la capa de cenizas protege el suelo del impacto de la lluvia y reduce así la concentración de sedimentos en la escorrentía. Cerdà & Doerr (2008) cuantifican una reducción de la producción media de sedimento de más de dos órdenes de magnitud y Woods & Balfour (2008) registran una reducción del 74% en la carga de sedimento respecto a las parcelas sin cubierta de cenizas. No obstante, esta protección es temporal y de corta duración y las propias cenizas constituyen una fuente de sedimentos que pueden ser arrastrados por las primeras lluvias después del incendio (Cerdà & Doerr, 2008). Pérez-Cabello *et al.* (2012) muestran cómo los valores de sedimento en suspensión se duplican al iniciarse la erosión de la ceniza.

Finalmente, una de las alteraciones más comunes en los suelos quemados refiere a la capacidad de auto-humidificación, uno de los parámetros con mayor influencia en la dinámica hidrológica y erosiva. La volatilización de los compuestos orgánicos y su posterior condensación

alrededor de los agregados del suelo genera una capa repelente al agua que reduce la infiltración y aumenta la escorrentía superficial (Úbeda *et al.*, 2002). En suelos no repelentes la hidrofobicidad incrementa progresivamente con la temperatura hasta que ésta es destruida al alcanzarse valores entre 250-350°C. En suelos previamente repelentes, el fuego puede fortalecer o debilitar esta característica, dependiendo de la cantidad y tipo de horizonte orgánico consumido y la temperatura del fuego (Doerr *et al.*, 2006). Las cenizas resultan de nuevo un parámetro clave porque alteran sustancialmente la capacidad de auto-humidificación del suelo. Así, la ceniza puede provocar repelencia al agua en suelos hidrofílicos cuando se añade ceniza repelente, como la procedente de fuegos de baja intensidad o de algunas especies concretas como *Pinus halepensis* o *Quercus coccifera* (Bodí *et al.*, 2011). Del mismo modo, puede reducir la hidrofobicidad cuando se añade ceniza hidrofílica a suelo repelente (Bodí *et al.*, 2011).

La permanencia de algunas de estas cubiertas sobre las superficies quemadas es temporal y, por tanto, temporal es también su influencia sobre la dinámica vegetal e hidrogeomorfológica. Las cenizas y los restos de vegetación son al final eliminados por el flujo superficial o el viento y el suelo queda desprotegido y sometido a los procesos de erosión. No obstante, el retraso en el inicio de estos procesos erosivos puede ser importante en medios semiáridos sometidos a veces a precipitaciones muy intensas después del fuego.

En términos generales se conoce muy poco acerca de la evolución temporal de los productos de combustión a pesar de su demostrada importancia. Los trabajos de

Pérez-Cabello *et al.* (2010, 2012) constituyen una interesante aportación en este sentido al ofrecer una cuantificación de la dinámica de estas cubiertas y una vinculación de esta dinámica con los procesos de escorrentía y erosión. Como ejemplo de la escasa permanencia temporal, estos estudios muestran cómo en parcelas experimentales situadas en ambientes climáticos distintos la presencia de la ceniza se limita al primer mes después del fuego y los restos de vegetación quemada desaparecen progresivamente en los dos primeros meses. La permanencia del carbón es mayor ya que se mantiene con porcentajes regresivos hasta el cuarto o quinto mes, aunque cada vez con más incorporación al suelo. Similares trabajos destacan el régimen de precipitaciones como el factor más importante en el control temporal de la permanencia y de las propiedades de las cubiertas superficiales post-fuego (Peireira *et al.*, 2010).

4. EVALUACIÓN DE LA SEVERIDAD DEL FUEGO

La severidad del fuego, entendida como el cambio ecológico causado por el fuego, puede ser evaluada a partir de la observación directa de los niveles de daño y a partir de técnicas de teledetección basadas en los cambios en la reflectividad de las áreas quemadas. Frente a la estimación visual en campo, altamente costosa en tiempo y dinero, la observación remota proporciona información con una gran cobertura espacial, de forma rápida y continuada (Patterson & Yool, 1998), por eso es constante la búsqueda de índices, modelos y técnicas que permitan estimar correctamente la severidad con información espectral.

4.1. Evaluación visual en campo

La medición de la severidad en campo evalúa el grado de pérdida o descomposición de la materia orgánica contenida en la vegetación y el suelo. Algunas investigaciones se basan en medidas específicas como la mortalidad de la vegetación (Larson & Franklin, 2005), la proporción de copas consumida (Vega *et al.*, 2008), la altura de la señal del fuego (Edwards *et al.*, 2013), el diámetro de las ramas supervivientes (Keeley *et al.*, 2008), la profundidad de los efectos del fuego en el suelo (Chafer, 2008) o las condiciones de humedad (Ferguson *et al.*, 2002).

Más frecuentemente suelen utilizarse índices que combinan diferentes métricas. Entre ellos, destaca por su gran aplicación (Chuvieco *et al.*, 2006; Cocke *et al.*, 2005; De Santis & Chuvieco, 2007; Epting *et al.*, 2005; Miller & Yool, 2002; van Wagendonk *et al.*, 2004) el *Composite Burn Index*, CBI (Key & Benson, 1999), en el que a partir de un conjunto de variables parametrizadas se estima el efecto del fuego en cinco estratos verticales organizados jerárquicamente para la obtención de valores promedio a nivel de sotobosque, dosel vegetal arbóreo y global de la parcela evaluada.

4.2. Evaluación basada en técnicas de teledetección

La teledetección basada en el espectro óptico es considerada una técnica adecuada para el estudio de la severidad del fuego ya que el proceso de combustión supone cambios en la reflectividad superficial asociados a la eliminación de la vegetación, la exposición del suelo, los cambios en el contenido de humedad y la aparición

Tabla 1. Índices espectrales aplicados en la evaluación de la severidad del fuego.

ÍNDICE	ECUACIÓN	
<i>Normalized Difference Vegetation Index</i> (Rouse <i>et al.</i> , 1973)	$NDVI = \frac{R_{NIR} - R_R}{R_{NIR} + R_R}$	donde R_{NIR} y R_R son la reflectividad en las regiones del infrarrojo cercano y rojo.
<i>Normalized Burn Ratio</i> (López y Caselles, 1991)	$NBR = \frac{R_{NIR} - R_{SWIR}}{R_{NIR} + R_{SWIR}}$	donde R_{NIR} y R_{SWIR} son la reflectividad en las regiones del infrarrojo cercano e infrarrojo medio de onda corta.
<i>delta Normalized Burn Ratio</i> (Key y Benson, 2006)	$dNBR = NBR_{pre} - NBR_{post}$	donde NBR_{pre} y NBR_{post} son el valor del índice <i>Normalized Burn Ratio</i> en las situaciones pre- y post-fuego.
<i>Relative delta Normalized Burn Ratio</i> (Miller y Thode, 2007)	$RdNBR = \frac{NBR_{pre} - NBR_{post}}{\sqrt{(ABS(NBR_{pre}/1000))}}$	donde NBR_{pre} y NBR_{post} son el valor del índice <i>Normalized Burn Ratio</i> en las situaciones pre- y post-fuego.
<i>SWIR-MIR Index</i> (Veraverbeke <i>et al.</i> , 2012)	$SMI = \frac{R_{SWIR} - R_{MIR}}{R_{SWIR} + R_{MIR}}$	donde R_{SWIR} y R_{MIR} son la reflectividad en las regiones del infrarrojo medio de onda corta y del infrarrojo medio entre 3,5-4 μ m.
<i>Relativized Burn Ratio</i> (Parks <i>et al.</i> , 2014)	$RBR = \left(\frac{dNBR}{NBR_{pre} + 1,001} \right)$	donde NBR_{pre} es el valor del índice <i>Normalized Burn Ratio</i> en la situación pre-fuego y 1,001 es un coeficiente para asegurar que el denominador sea distinto de cero.

de nuevas cubiertas. El máximo exponente de estos cambios es el descenso en las regiones del visible (VIS) e infrarrojo cercano (*near infrared*, NIR) y el incremento en la reflectividad del infrarrojo medio de onda corta (*short wave infrared*, SWIR) (Key & Benson, 2006; White *et al.*, 1996).

Las relaciones con datos de campo han sido comúnmente desarrolladas a partir de índices espectrales obtenidos por combinación de bandas reflectivas. El *Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI (Rouse *et al.*, 1973) (Tabla 1), ha sido uno de los índices de vegetación más aplicados, obteniendo buenas relaciones debido a la fuerte relación existente entre la severidad del fuego y la cantidad de ve-

getación consumida (Díaz-Delgado *et al.*, 2003; Doerr *et al.*, 2006; Rogan & Yool, 2001).

El *Normalized Burn Ratio* NBR ha sido sin duda el índice espectral más utilizado ya que comparativamente mejora los resultados obtenidos por otros índices (Epting *et al.*, 2005; Hudak *et al.*, 2007; Tanase *et al.*, 2011). Este índice combina las dos bandas espectrales que responden al fuego de manera más acusada y contrastada (Tabla 1): el infrarrojo cercano (NIR), cuya reflectividad desciende debido a la desaparición de la vegetación activa, y el infrarrojo medio de onda corta (SWIR), cuya reflectividad incrementa por la pérdida de humedad, la mayor exposición del

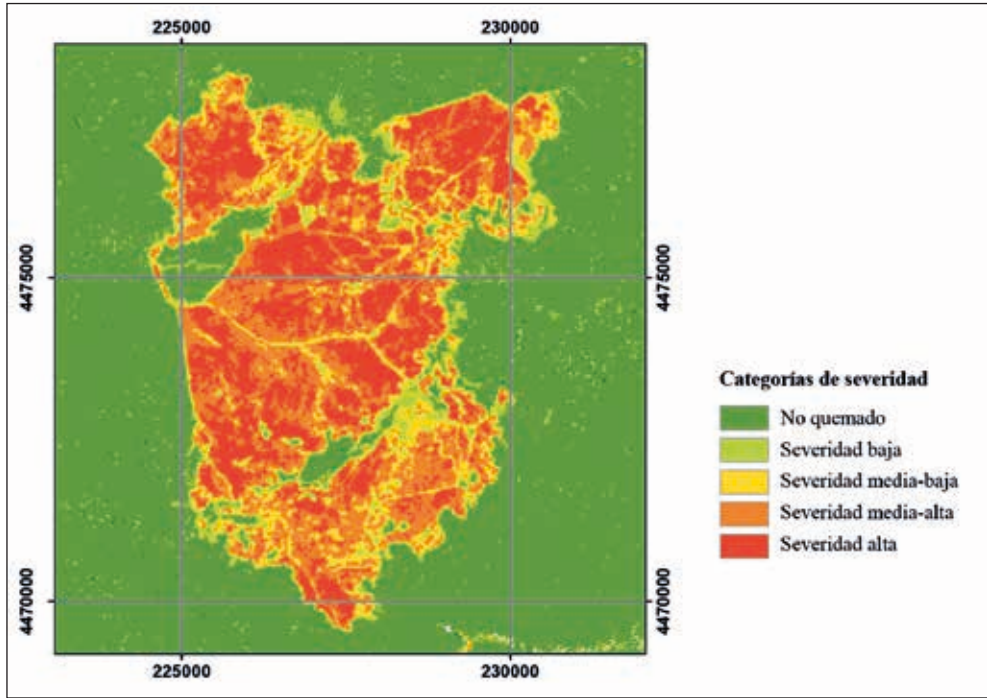


Figura 2. Ejemplo de aplicación del índice dNBR en la evaluación inicial de la severidad del incendio de Las Hurdes (Extremadura) de 2009 (Vlassova et al., 2014, en revisión).

suelo y las menores sombras proyectadas por la vegetación.

Los modelos empíricos establecidos con el índice NBR muestran valores de precisión bajos o medios que no superan el 60% cuando se utilizan métricas individuales o índices descriptivos distintos al CBI (Hudak et al., 2007; White et al., 1996; Keeley, 2009; Chafer, 2008). La validación con el CBI arroja mejores resultados con coeficientes de determinación medio-altos, frecuentemente superiores a 0,7 (Picotte & Robertson, 2011; Tanase et al., 2011; Veraverbeke et al., 2010).

El índice NBR es comúnmente usado en una aproximación bi-temporal con

datos pre- y post-fuego, con los índices *delta Normalized Burn Ratio* (dNBR) (Key & Benson, 2006) y *Relative delta Normalized Burn Ratio* (RdNBR) (Miller & Thode, 2007), en valores absolutos y relativos respectivamente (Tabla 1). Ambos índices bi-temporales pueden ser calculados para realizar una evaluación inicial de la severidad del fuego, utilizando una imagen post-fuego muy próxima al final del incendio, o una evaluación extendida, retrasando la captura de la imagen post-fuego al paso de la primera estación de crecimiento de la vegetación (Figura 2). En ambos casos los valores resultantes son agrupados en intervalos de severidad que en el caso del dNBR son flexibles y espe-

cíficos de cada incendio y en el RdNBR, al eliminar el sesgo asociado a las condiciones de vegetación pre-fuego, pueden ser establecidos de forma general.

Aunque el NDVI y el NBR en sus diferentes aproximaciones son los índices espectrales más aplicados, el desarrollo de índices espectrales para la evaluación de la severidad del fuego es un proceso continuo, ligado también al desarrollo de nuevos satélites. En este sentido, puede destacarse la reciente formulación del índice SMI (Veraverbeke *et al.*, 2012) (Tabla 1), basado en el contraste espectral entre dos regiones del infrarrojo medio 1,3-1,7 μm vs 3,5-4,0 μm y la nueva versión del índice NBR, el Relativized Burn Ratio (Parks *et al.*, 2014), (Tabla 1). Aunque con resultados todavía preliminares, ambos índices parecen mejorar la estimación ofrecida por los índices NBR y dNBR.

Por último, una aproximación diferente a la evaluación de la severidad del fuego la constituye el análisis de mezclas espectrales (*Spectral Mixture Analysis*, SMA). En una vuelta a la evaluación tradicional de la severidad basada en el porcentaje de “verde”, “marrón” y “negro” presente en las áreas quemadas, el SMA ofrece una cuantificación de las fracciones de abundancia de las cubiertas superficiales presentes en las áreas quemadas: vegetación sana y quemada, suelo, carbón y ceniza (Hudak *et al.*, 2007; Lentile *et al.*, 2006; Lewis *et al.*, 2007). Con resultados satisfactorios en su validación con valores de abundancia observados, la ventaja de esta aproximación es que ofrece una información con mayor significado físico que los valores de un índice espectral (Robichaud *et al.*, 2007) y con gran capacidad predictora de la respuesta de los ecosiste-

mas a los efectos del fuego, al identificar específicamente las cubiertas que dirigen los procesos edáficos y de regeneración vegetal.

5. CONCLUSIONES

Los incendios forestales constituyen una realidad creciente en la gran mayoría de los ecosistemas mundiales. En el contexto del medio ambiente post-fuego, los efectos de primer orden o severidad del fuego constituyen una variable crítica porque condicionan la respuesta del ecosistema en términos de regeneración vegetal y de dinámica hidro-geomorfológica. En consecuencia, su correcta evaluación es fundamental para la gestión de las áreas quemadas ya que permite priorizar las áreas de actuación y, por tanto, ayudar en la adopción de estrategias y medidas de recuperación. Las imágenes de satélite, por su amplia cobertura espacial y temporal, constituyen una tecnología óptima para este objetivo, al permitir superar las restricciones del trabajo de campo. Las numerosas investigaciones desarrolladas han demostrado la capacidad de índices espectrales como el NBR para estimar la severidad del fuego, mediante el establecimiento de relaciones con índices de campo también ampliamente contrastados como el CBI. No obstante, dado el carácter relevante de esta variable, se continúa en la búsqueda de nuevas aproximaciones y métodos de evaluación, siempre con el objetivo de que la información espectral sea realmente predictora de la respuesta de los ecosistemas a los efectos del fuego.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el marco de las actividades de investigación del Laboratorio

de Espectro-Radiometría y Teledetección Ambiental de la Universidad de Zaragoza (ERTALab), Grupo Geoforest (IUCA).

7. BIBLIOGRAFÍA

- Badía, D. & Martí, C. (2003): Plant Ash and Heat Intensity Effects on Chemical and Physical Properties of Two Contrasting Soils. *Arid Land Research and Management*, 17: 23-41.
- Bodí, M. B., Doerr, S. H., Cerdà, A. & Mataix-Solera, J. (2012): Hydrological effects of a layer of vegetation ash on underlying wettable and water repellent soil. *Geoderma*, 191: 14-23.
- Bodí, M. B., Martín, D. A., Balfour, V. N., Santín, C., Doerr, S. H., Pereira, P., Cerdà, A. & Mataix-Solera, J. (2014): Wildland fire ash: Production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth-Science Reviews*, 130: 103-127.
- Bodí, M. B., Mataix-Solera, J., Doerr, S. H. & Cerdà, A. (2011): The wettability of ash from burned vegetation and its relationship to Mediterranean plant species type, burn severity and total organic carbon content. *Geoderma*, 160: 599-607.
- Cerdà, A. & Doerr, S. H. (2005): Influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following fire: an 11-year investigation. *International Journal of Wildland Fire*, 14, 423-437.
- Cerdà, A. & Doerr, S. H. (2008): The effect of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. *Catena*, 74: 256-263.
- Cocke, A. E., Fulé, P. Z. & Crouse, J. E. (2005): Comparison of burn severity assessments using Differenced Normalized Burn Ratio and ground data. *International Journal of Wildland Fire*, 14: 189-198.
- Chafer, C. J. (2008): A comparison of fire severity measures: An Australian example and implications for predicting major areas of soil erosion. *Catena*, 74: 235-245.
- Chuvieco, E., Giglio, L. & Justice, C. (2008): Global characterization of fire activity: toward defining fire regimes from Earth observation data. *Global Change Biology*, 14: 1488-1502.
- Chuvieco, E., Riaño, D., Danson, F. M. & Martín, P. (2006): Use of a radiative transfer model to simulate the postfire spectral response to burn severity. *Journal of Geophysical Research*, 111, G04S09.
- De Santis, A. & Chuvieco, E. (2007): Burn severity estimation from remotely sensed data: Performance of simulation versus empirical models. *Remote Sensing of Environment*, 108: 422-435.
- Debano, L. F., Neary, D. G. & Ffolliott, P. F. (1998). *Fire Effects on Ecosystems*, New York, John Wiley & Sons.
- 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*, 24: 1751 - 1763.
- Díaz-Fierros, F., Benito, E. & Soto, B. (1994): Action of forest fires on vegetation cover and soil erodibility. In: Sala, M. & Rubio, J. L. (eds.) *Soil Erosion as a Consequence of Forest Fires*. Logroño: Geoforma Ediciones.
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., Blake, W. H., Chafer, C. J., Humphreys, G. S. & Wallbrink, P. J. (2006): Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response. *Journal of Hydrology*, 319: 295-311.
- Edwards, A. C., Maier, S. W., Hutley, L. B., Williams, R. J. & Russell-Smith, J. (2013): Spectral analysis of fire severity in north Australian tropical savannas. *Remote Sensing of Environment*, 136: 56-65.
- Epting, J., Verbyla, D. & Sorbel, B. (2005): Evaluation of remotely sensed indices for assessing burn severity in interior Alaska using Landsat TM and ETM+. *Remote Sensing of Environment*, 96: 328-339.
- Ferguson, S. A., Ruthford, J. E., McKay, S. J., Wright, D., Wright, C. & Ottmar, R. (2002): Measuring moisture dynamics to predict fire severity in longleaf pine forests. *International Journal of Wildland Fire*, 11: 267-279.

- Hudak, A. T., Morgan, P., Bobbitt, M. J., Smith, A. M. S., Lewis, S. A., Lentile, L. B., Robichaud, P. R., Clark, J. T. & Mckinley, R. A. (2007): The Relationship of Multispectral Satellite Imagery to Immediate Fire Effects. *Fire Ecology Special Issue*, 3: 64-90.
- Jain, T. B. (2004): Tongue-Tied. *Wildfire*, 22: 22-26.
- Kasischke, E. S., Hoy, E. E., French, N. H. F. & Turetsky, M. R. Post-fire evaluation of the effects of fire on the environment using remotely-sensed data. In: Gitas, I. Z. y Carmo-na-Moreno, C., eds. Proceedings of the 6th International Workshop of the EARSeL Special Interest Group n Forest Fires: Advances in Remote Sensing and GIS Applications in Forest Fire Management. Towards an Operational Use of Remote Sensing in Forest Fire Management., 2007 Thessaloniki (Greece). European Commission, 34-52.
- Keeley, J. (1991): Seed germination and life history syndromes in the California chaparral. *The Botanical Review*, 57: 81-116.
- Keeley, J. E. (2009): Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18: 116-126.
- Keeley, J. E., Brennan, T. & Pfaff, A. H. (2008): Fire Severity and Ecosystem Responses Following Crown Fires in California Shrublands. *Ecological Applications*, 18: 1530-1546.
- Key, C. H. (2006): Ecological and Sampling Constraints on Defining Landscape Fire Severity. *Fire Ecology*, 2: 34-59.
- Key, C. H. & Benson, N. (1999): The Composite Burn Index (CBI): Field rating of burn severity. U.S. Geological Survey.
- Key, C. H. & Benson, N. C. (2006): Landscape Assessment (LA). In: Lutes, D. C., Keane, R. E., Caratti, J. F., Key, C. H., Benson, N. C., Sutherland, S. & Gangi, L. J. (eds.) *FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system*. Gen. Tech. Rep. *RMRS-GTR-164-CD*. Fort Collins: Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Larson, A. J. & Franklin, J. F. (2005): Patterns of conifer tree regeneration following an autumn wildfire event in the western Oregon Cascade Range, USA. *Forest Ecology and Management*, 218: 25-36.
- Lentile, L. B., Holden, Z. A., Smith, A. M. S., Falkowski, M. J., Hudak, A. T., Morgan, P., Lewis, S. A., Gessler, P. E. & Benson, N. C. (2006): Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *International Journal of Wildland Fire*, 15: 319-345.
- Lewis, S. A., Lentile, L. B., Hudak, A. T., Robichaud, P. R., Morgan, P. y Bobbitt, M. J. (2007): Mapping Ground Cover Using Hyperspectral Remote Sensing After the 2003 Simi and Old Wildfires in Southern California. *The Journal of the Association for Fire Ecology*, 3: 109-127.
- López, M. J. & Caselles, V. (1991): Mapping burns and natural reforestation using thematic Mapper data. *Geocarto International*, 6: 31-37.
- Lloret, F. & López-Soria, L. (1993): Resprouting of *Erica multiflora* after experimental fire treatments. *Journal of Vegetation Science*, 4: 367-374.
- Mataix-Solera, J. (1999): *Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales*. *Contribución a su conservación y regeneración*, Universidad de Alicante.
- Mataix-Solera, J., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C. & Moral, R. (2002): Soil organic matter and aggregates affected by wild-fire in a *Pinus halepensis* forest in a Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire*, 11: 107-114.
- 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*, 109: 66-80.
- Miller, J. D. & Yool, S. R. (2002): Mapping forest post-fire canopy consumption in several overstory types using multi-temporal Land-

- sat TM and ETM data. *Remote Sensing of Environment*, 82: 481-496.
- Moody, J. A., Shakesby, R. A., Robichaud, P. R., Cannon, S. H. & Martin, D. A. (2013): Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Science Reviews*, 122: 10-37.
- Neary, D. G., Ryan, K. C. & DeBano, L. F. (2005): Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 4.
- Parks, S. A., Dillon, G. K. & Miller, C. (2014): A New Metric for Quantifying Burn Severity: The Relativized Burn Ratio. *Remote Sensing*, 6: 1827-1844.
- Patterson, M. W. & Yool, S. R. (1998): Mapping Fire-Induced Vegetation Mortality Using Landsat Thematic Mapper Data: A Comparison of Linear Transformation Techniques. *Remote Sensing of Environment*, 65: 132-142.
- Pausas, J. G., Ouadah, N., Ferran, A., Gimeno, T. & Vallejo, R. (2002): Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecology*, 169: 205-213.
- Pereira, P., Bodí, M. B., Úbeda, X., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Balfour, V. & Woods, S. (2010): Las cenizas en el ecosistema suelo. In: Cerdà, A. y Jordán, A. (eds.) *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. Valencia: Universitat de València.
- Pérez-Cabello, F., Cancero, L., De La Riva, J. R., Echeverría, M. T. & Ibarra, P. (2000): El papel de la vegetación quemada y del proceso de regeneración vegetal en relación con la pérdida de suelo. El caso del incendio de Agüero (Prepirineo oscense, España). *Il Suolo (Bollettino della Associazione Italiana Pedologica)*, 3: 24-30.
- Pérez-Cabello, F., Cerdà, A., De La Riva, J., Echeverría, M. T., García-Martín, A., Ibarra, P., Lasantá, T., Montorio, R. & Palacios, V. (2012): Micro-scale post-fire surface cover changes monitored using high spatial resolution photography in a semiarid environment: a useful tool in the study of post-fire soil erosion processes. *Journal of Arid Environments*, 76: 88-96.
- Pérez-Cabello, F., Echeverría, M. T., Ibarra, P. & De La Riva, J. (2002): Estudio experimental de la dinámica ambiental postincendio en el Prepirineo oscense: el incendio de Agüero. In: Pérez-González, A., Vegas, A. y Machado, J. (eds.) *Aportaciones a la Geomorfología de España en el inicio del Tercer Milenio*. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España (Serie Geología 1).
- Picotte, J. J. & Robertson, K. M. (2011): Validation of remote sensing of burn severity in south-eastern US ecosystems. *International Journal of Wildland Fire*, 20: 453-464.
- Robichaud, P. R., Lewis, S. A., Laes, D. Y. M., Hudak, A. T., Kokaly, R. F. & Zamudio, J. A. (2007): Postfire soil burn severity mapping with hyperspectral image unmixing. *Remote Sensing of Environment*, 108: 467-480.
- Rogan, J. & Yool, S. R. (2001): Mapping fire-induced vegetation depletion in the Peloncillo Mountains, Arizona and New Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 22: 3101-3121.
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A. & Deering, D. W. (1973): Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. Progress Report RSC 1978-2. Remote Sensing Center, Texas A&M Univ., College Station.
- Salvador, R. & Lloret, F. (1995): Germinación en el laboratorio de varias especies arbustivas mediterráneas: efecto de la temperatura. *Osis*, 10: 25-34.
- Shakesby, R. A. & Doerr, S. H. (2006): Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 74: 269-307.
- Tanase, M., De La Riva, J. & Pérez-Cabello, F. (2011): Estimating burn severity at the regional level using optically based indices. *Canadian Journal of Forest Research*, 41: 863-872.
- Úbeda, X., Lorca, M. & Bernia, S. (2002): Changes in some soil parameters in the top-soil af-

- ter a prescribed burning. In: Viegas, D. X., ed. *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety. Proceedings of IV International Conference on Forest Fire Research.*, Coimbra. Millpress, 223.
- Van Wagtenonk, J. W., Root, R. R. Key, C. H. (2004): Comparison of AVIRIS and Landsat ETM+ detection capabilities for burn severity. *Remote Sensing of Environment*, 92: 397-408.
- Vega, J. A., Fernández, C., Pérez-Gorostiaga, P. & Fonturbel, T. (2008): The influence of fire severity, serotiny, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, 256: 1596-1603.
- Veraverbeke, S., Hook, S. & Hulley, G. (2012): An alternative spectral index for rapid fire severity assessments. *Remote Sensing of Environment*, 123: 72-80.
- Veraverbeke, S., Lhermitte, S., Verstraeten, W. W. & Goossens, R. (2010): The temporal dimension of differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) fire/burn severity studies: The case of the large 2007 Peloponnese wildfires in Greece. *Remote Sensing of Environment*, 114: 2548-2563.
- Vlassova, L., Pérez-Cabello, F., Rodrigues Mimbriero, M., Montorio Llovería, R. & García-Martín, A. (2014: en revisión). Analysis of the Relationship between Land Surface Temperature and Wildfire Severity in a Series of Landsat Images. *Remote Sensing*, 5.
- White, J., Ryan, K., Key, C. & Running, S. (1996): Remote Sensing of Forest Fire Severity and Vegetation Recovery. *International Journal of Wildland Fire*, 6: 125-136.
- Woods, S. W. & Balfour, V. N. (2008): The effect of ash on runoff and erosion after a severe forest wildfire, Montana, USA. *International Journal of Wildland Fire*, 17: 535-548.