

Cartografía multitemporal de quemas e incendios forestales en Bolivia: Detección y validación post-incendio

Multitemporal mapping forest fires and burn in Bolivia:
detection and post-fire validation

Armando Rodríguez Montellano

Departamento de Cambio Climático y Servicios Ambientales – DCCSA,
Fundación Amigos de la Naturaleza - FAN-Bolivia, casilla postal 2241, Santa Cruz, Bolivia
Email: arodriguez@fan-bo.org

Resumen

En este estudio se presentan la cuantificación de superficies afectadas por incendios y quemas que permitan evaluar daños, la localización de sitios de mayor presión e identificar patrones de conversión del bosque a través de teledetección. Para construir las trayectorias de quemas históricas en Bolivia se utilizó el producto de áreas quemadas MCD45A1 del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) con una resolución de 500 m para una serie de once años (2000–2010). La validación de este análisis se realizó aplicando el cociente normalizado de quemas (NBR) a imágenes Landsat TM con una resolución de 30 m, permitiendo clasificar las cicatrices de quema. Se seleccionaron las regiones de la Amazonía y la Chiquitania para estimar la exactitud en la detección. El monitoreo de áreas quemadas en Bolivia para la serie de once años mostró que se quemaron 22.012.910 hectáreas en total, de las cuales el 20% (4.287.512 ha) corresponden a incendios forestales y la mayor parte de las superficies de quemas en pastos y sabanas, superando enormemente las estimaciones realizadas antes de este estudio. Históricamente los mayores incendios forestales sucedieron en 2007 y 2010, abarcando superficies de 3.691.815 ha y 4.343.156 ha, respectivamente. La exactitud global en la detección fue del 81%, y en cuanto a la exactitud de la magnitud de las áreas quemadas está entre 63% para la Chiquitania y 57% para la Amazonía.

Palabras clave: Incendios forestales, Landsat, MODIS, Teledetección.

Abstract

In this study we present the quantification of areas affected by fires and burns for assessing damage, the location of sites higher pressure and identify patterns of forest conversion through teledetection. To build the trajectories of historical fires in Bolivia use the product of burned areas MCD45A1 of MODIS sensor (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) with a resolution of 500 m for a series of eleven years (2000-2010). The validation of this analysis was done using the normalized ratio of burning (NBR) to Landsat TM images with a resolution of 30 m, allowing classification of burned scars. We selected regions of the Amazon and Chiquitania to estimate the accuracy in detection. The monitoring of burned areas in Bolivia for the series of eleven years showed that 22,012,910 hectares were burned in total, of which 20% (4,287,512 ha) are forest fires and most of the burning surfaces are grassland and savanna, greatly surpassing the estimates before this study. Historically, fires occurred over the years 2007 and 2010, covering

3.691.815 ha surfaces and 4.343.156 ha, respectively. The overall accuracy in detection was 81%, and as to the accuracy of the magnitude of the burned areas was between 63% and 57% for the Chiquitania and the Amazon, respectively.

Key words: Forest fires, Landsat, MODIS, Remote sensing.

Introducción

Los incendios forestales tienen un papel global importante en los sistemas ecológicos y climáticos, siendo responsable de gran parte de las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera (van der Werf *et al.* 2004), además de ser causantes de la degradación del bosque tropical, con impactos múltiples en la estructura del bosque, biodiversidad y el ciclo de nutrientes presentes en el suelo (Cochrane 2003). Los incendios en Bolivia, especialmente en los bosques tropicales constituyen un proceso ecológico importante, que tiene su influencia de forma negativa en el ciclo natural de la sucesión vegetal y de los ecosistemas en cuanto a su estructura y función (Cochrane 2003, Mostacedo *et al.* 1999). La cantidad de bosque que se ha perdido o ha sido degradado como consecuencia de las miles de hectáreas incendiadas, constituyen una gran amenaza a los ecosistemas naturales (Gould 2002). Muchos estudios han identificado a los incendios forestales como herramienta más completa y de menor costo en la conversión de tierras de bosques tropicales (Roberts 2001, Fuentes *et al.* 2005, Martínez 2010). Los incendios se inician en proximidad a las áreas deforestadas o de caminos (Cochrane *et al.* 1999), en su mayoría áreas agrícolas que se propagan sin control al bosque o predios vecinos (Souza *et al.* 2005).

La temporada alta de quemas coincide con la época seca que se ve favorecida con los cambios en condiciones de sequía asociada al fenómeno Oscilación Sur de El Niño (ENSO) (Alencar *et al.* 2006). En Bolivia no existe información sobre cuantificación de superficies afectadas por los incendios que permita evaluar sitios de mayor presión o evidenciar patrones de conversión del bosque (Villegas & Mostacedo 2011). Una de

las cuestiones más importantes que afectan a la gestión de los incendios forestales a escala local ha sido la falta de una cartografía sistemática y precisa de las áreas quemadas, limitando la posibilidad de estudiar en profundidad los niveles de severidad y la magnitud de las perturbaciones a causa de los incendios (Villegas & Mostacedo 2011). La protección o restauración de estas áreas afectadas por incendios forestales, supone una cuantificación de superficie, frecuencia, intensidad, severidad, extensión, estacionalidad de los incendios, régimen de fuego en un ecosistema (Gould 2002, Myers 2006, Veldman *et al.* 2009). Al no contar con esta información nos vemos sujetos a plantear actividades de control y/o de prevención incompletas. Contar con esta información también permitirá profundizar aun más sobre los impactos de los incendios forestales, estimar el grado de severidad de los incendios, evaluar la cantidad de emisiones de carbono emitidas a la atmósfera (Cochrane & Schulze 1999, Bastarrika *et al.* 2011a), como también evaluar el tiempo de recuperación de los bosques, diferenciando los grados de perturbación (Morton *et al.* 2011). Por lo tanto, surge la importante necesidad de estudiar los patrones espaciales y temporales y ocurrencia de quemas e incendios forestales.

La utilización de la teledetección permite realizar una cartografía de cicatrices de quemas o incendios (post-incendio) permitiendo la cuantificación de superficies de áreas quemadas en una gran extensión. Para realizar una adecuada cartografía de áreas quemadas, se debe evitar la cobertura de nubes y tomar en cuenta la rápida recuperación de la vegetación después de un disturbio de bajo impacto. Estos problemas pueden ser minimizados utilizando sensores de alta resolución temporal como

MODIS (Siglas en inglés: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) y obteniendo una serie temporal de imágenes a escala nacional (Bastarrika *et al.* 2011a, Giglio *et al.* 2009, Roy *et al.* 2002). Tomando como base los datos de gran calidad adquiridos por el sensor MODIS, la NASA (Siglas en inglés: National Aeronautics and Space Administration) ha desarrollado un conjunto de productos terrestres que ayuden a la comunidad científica en el estudio de cambios globales (Justice *et al.* 2002b). Entre éstos se destacan el producto de incendios activos a 1 km de resolución espacial (focos de calor) (Justice *et al.* 2002a, Giglio *et al.* 2003) y el producto de área quemada que se publica de forma sistemática a 500 m de resolución espacial, denominada MODIS Level 3 Monthly Tiled 500 m Burned Area Product (Siglas en inglés: product MCD45A1) (Roy *et al.* 2002a, Roy *et al.* 2005a, 2008).

El presente estudio pretende llenar esos vacíos de información sobre superficies afectadas por incendios forestales, además de evaluar la exactitud de la detección.

Métodos

Área de estudio

El área de estudio abarcó la totalidad del territorio de Bolivia y la validación se realizó en dos áreas piloto, la primera ubicada al norte en la Amazonía y la segunda al sur en la Chiquitanía, en un área de validación de dos y cinco escenas Landsat, respectivamente (Fig. 1). Los datos evaluados incluyen áreas quemadas y referenciales de quemas.

Áreas quemadas

Se utilizó el producto de áreas quemadas de MODIS (MCD45A1) de nivel 3 colección 5, con una resolución espacial de 500 m en una serie temporal desde 2000 hasta 2011, disponible en <http://modis-fire.umd.edu/>. Este producto incluye el día juliano aproximado (con una

confiabilidad de 8 días) en la detección del área quemada, localizando la ocurrencia de cambios en las series de datos de reflectividad diarias, en concreto, de la región del NIR (banda 2) y el SWIR (banda 5) (Roy *et al.* 2008, Siljander 2009).

Áreas referenciales de quemas

Como no se dispone de ninguna cartografía de incendios que sirva de referencia para realizar una validación del producto MCD45A1 se optó por realizar una detección de cicatrices de quema a mayor resolución espacial. Para este cálculo se utilizó el cociente normalizado de quema (NBR de siglas en inglés: Normalized Burn Ratio) en imágenes Landsat Thematic Mapper (TM) y Enhanced Thematic Mapper (ETM+) con una resolución de 30 m para el año 2010. Estas imágenes han sido ampliamente utilizadas para el mapeo de áreas quemadas, sobre todo en estudios locales y regionales (Bastarrika *et al.* 2011a, Chuvieco *et al.* 2008b). Las mismas fueron descargadas del INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciales) y de USGS (siglas en inglés: United States Geological Survey – Earth Explorer), seleccionando imágenes libres de nubes o con valores mínimos de contaminación atmosférica. Se seleccionaron 15 escenas Landsat en total para la validación de 2010 (Fig. 1). Fue necesario seleccionar más de una imagen por escena por presentar problemas de contaminación atmosférica alta, causada por quemas en estas fechas (Tabla 1).

Estadísticas de cambio

La comparación de la superficie quemada se realizó teniendo en cuenta dos cubiertas agrupadas en base al mapa de la cobertura y deforestación en tierras bajas de Bolivia (Killeen *et al.* 2004). El grupo pastos contiene las clases de sabanas y deforestación, mientras que el grupo bosque contiene las clases del Cerrado, Chaco y Llanos. Para generar estadísticas por departamento se utilizó la cobertura de límites municipales de 2004 (Ministerio de Desarrollo

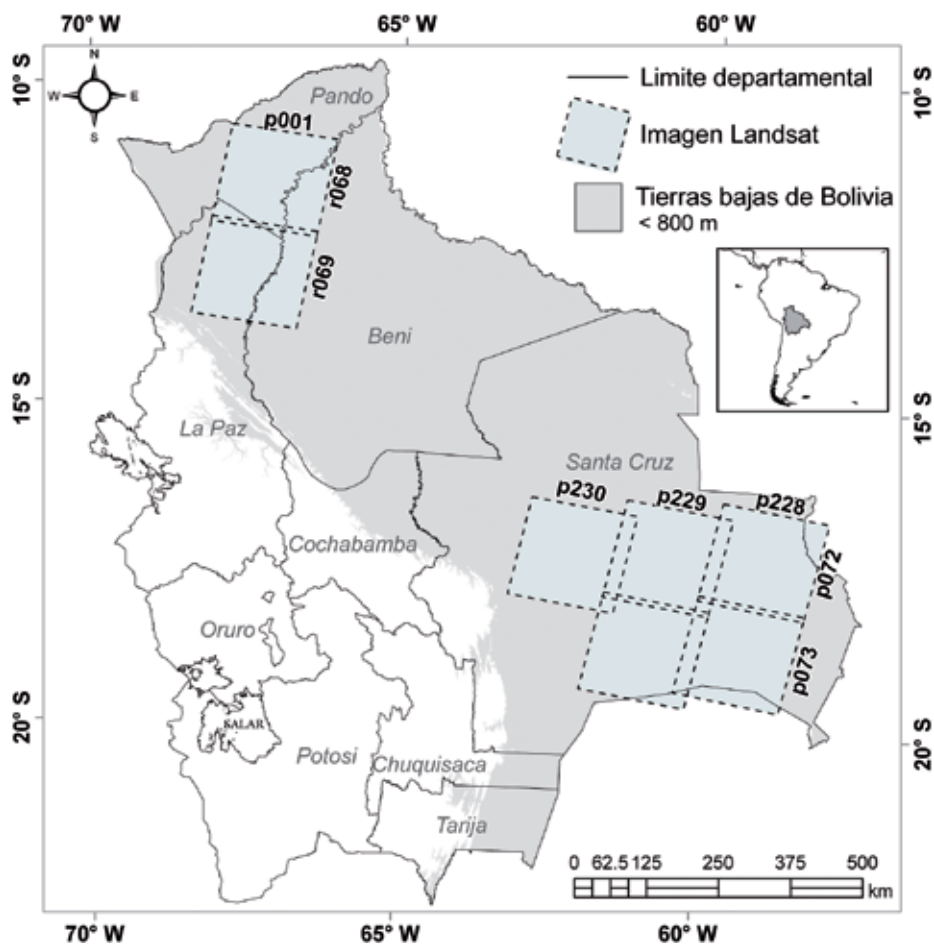


Figura 1. Área de estudio y selección de sitios para la validación de cicatrices de áreas quemadas para Bolivia. a. Sitio de validación para la Amazonía (~5.15 km²), b. sitio de validación para la Chiquitanía (~12.25 km²).

Sostenible) disponible en <http://essm.tamu.edu/bolivia/>

Focos de calor

Los focos de calor utilizan el algoritmo estándar MOD14/MYD14 a través de la detección de anomalías térmicas con una resolución de 1 km de los sensores Terra y Aqua (Giglio *et al.* 2009, Justice *et al.* 2002) disponible en <http://maps.geog.umd.edu/firms/subsets.htm>

Procesamiento del producto MCD45A1

Se compilaron las imágenes mensuales para generar una sumatoria de áreas quemadas para cada año. De esta manera se obtuvieron 11 nuevas imágenes, para luego ser reproyectadas a WGS84. Dado que este estudio se centró en un análisis nacional solamente, se realizó un corte con el límite nacional utilizando la herramienta de Extract by mask de ArcGIS 9.3 para luego proceder con el cálculo de superficies.

Tabla 1. Juego de imágenes Landsat (Path/Row) de 2010 para las dos regiones seleccionadas (Amazonía y Chiquitanía) utilizadas para la validación de producto MCD45A1 de quemas.

Región	Path/Row	Sensor	Fecha de adquisición	Nubes %
Amazonía	P001R068	TM	2010-08-17	0
	P001R069	ETM	2010-08-09	0
		TM	2010-08-17	5
		ETM	2010-08-25	0
Chiquitanía	P230R072	TM	2010-07-04	10
		TM	2010-09-22	10
	P229R072	TM	2010-05-10	0
		TM	2010-07-29	0
		TM	2010-09-15	20
	P228R072	TM	2010-08-09	0
	P229R073	TM	2010-05-10	0
		TM	2010-07-29	0
		TM	2010-09-15	0
	P228R073	TM	2010-07-22	0
	TM	2010-09-08	20	

Procesamiento de imágenes de referencia

Fue necesario realizar una corrección del error de escaneo de las imágenes ETM+ aplicando la técnica de interpolación multitemporal SLC (Siglas en inglés: Scan Line Corrector) (USGS & Survey 2003, Scaramuzza 2004, Pringle *et al.* 2009). Las imágenes Landsat TM fueron georeferenciadas utilizando varios puntos de control (Ground Control Points - GCPs) extraídas de imágenes ortorectificadas del año 2005 descargadas de GLCF (Global Cover Facility -2005) (Armston *et al.* 2002, Mather 2004). Estas imágenes TM y ETM también fueron sometidas a una corrección radiométrica aplicando los valores de "gains" (del inglés: ganancia) y "offset" (del inglés: constante) contenidos en el metadato de cada imagen. También fueron requeridos parámetros de fecha de adquisición y elevación de la superficie (Lu *et al.* 2002,

Chander & Markham 2003). Como resultado de este proceso se transformó la imagen a radiancia. El siguiente paso fue la corrección atmosférica, utilizando la técnica física FLAASH (Siglas en inglés: Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes), basado en el modelo MODTRAN4 (Siglas en inglés: Moderate Resolution Atmospheric Radiance and Transmittance Model) (Berk *et al.* 1998, Matthew *et al.* 2002), disponible en ENVI 4.6 (ENVI; Research Systems, Boulder, CO) (ITT 2009), generando como resultado imágenes con valores de reflectancia, necesarios para los cálculos siguientes.

Cálculo del cociente normalizado de quema (NBR)

El método seleccionado para generar información referencial de áreas quemadas fue

el cociente normalizado de quema (NBR) que discrimina áreas quemadas tanto en imágenes Landsat y/o MODIS (Chuvieco *et al.* 2008a). Este análisis se basa en el contraste entre el infrarrojo cercano (ρ_{IRC} , 0.78–0.90 μm) que es sensible al contenido de agua en el suelo y la vegetación y el infrarrojo de onda corta (ρ_{SWIR} , 2.09–2.35 μm), que es sensible a la detección de vegetación muerta o no fotosintética, en un entorno post-incendio (Jia *et al.* 2006, Kokaly *et al.* 2007) en la ecuación:

$$NBR = \frac{\rho_{IRC} - \rho_{SWIR}}{\rho_{IRC} + \rho_{SWIR}}$$

Donde, ρ_{SWIR} = reflectividad del pixel i en la región del infrarrojo medio de onda corta, ρ_{IRC} = reflectividad del pixel i en la región del infrarrojo cercano.

Hasta la fecha se han hecho muchos estudios que demuestran su potencialidad para clasificar cicatrices de quemaduras o incendios forestales, así como evaluar el grado de severidad a través de una comparación multitemporal de post incendio (van Wageningen *et al.* 2004, Miller & Thode 2007, Chuvieco *et al.* 2008b).

Validación y análisis

La evaluación de la exactitud es un componente crítico de cualquier método para generar información espacial, en estudios basados de imágenes sobre sensores remotos (Congalton 2009). Pero ha sido a nivel nacional este paso es omitido en la mayoría de los productos generados.

Para el presente estudio se seleccionaron dos sitios de validación, uno al norte y otro al sur de Bolivia, con denominaciones de Amazonia y Chiquitania (Fig. 1). Teniendo en cuenta las grandes diferencias en la resolución espacial entre ambos conjuntos de imágenes utilizados en este estudio (MODIS, a 500 m y TM/ETM 30 m), no es posible aplicar técnicas convencionales de muestreo (Pontius & Cheuk

2006). Sería insuficiente basarse en estadísticas globales de exactitud, ya que no permitiría una interpretación adecuada sobre el nivel de detección de la magnitud de las áreas quemadas (Bastarrika *et al.* 2011b). Es por esta razón que se aplicó un análisis más exhaustivo denominado de tabulación cruzada, con el fin de conocer la porción de las áreas quemadas que son detectadas en una resolución de 500 m.

La interpretación del error de omisión y de comisión debe hacerse con cautela, ya que los valores de exactitud pueden estar asociados a problemas de registro o diferencias en la cobertura espacial de ambas imágenes. Para reducir el impacto de estos problemas al momento de la validación, se optó por extraer la porción de superficie quemada de ambas imágenes (MODIS y Landsat) y aplicar una tabulación cruzada en una red de grillas cuadradas de 2.5 km (Pontius & Cheuk 2006, Chuvieco *et al.* 2008b, Giglio *et al.* 2009). Aplicar el índice Kappa para la evaluación de exactitud no reporta claramente los niveles de error de productos cartográficos (Pontius & Millones 2011), es por esta razón que nos basamos solamente en la interpretación de la tabulación cruzada.

Relación entre áreas quemadas y focos de calor

Finalmente, nuestros resultados también fueron comparados con los focos de calor, detectados por el sensor MODIS para los mismos años. A pesar de que los focos de calor (hot spots) son productos del mismo sensor, son independientes del producto MCD45A1. Ambos productos se basan en principios físicos completamente diferentes (Justice *et al.* 2002).

La comparación se basa en encontrar la correlación existente entre ambos productos. Para este fin se compara anualmente el total de la detección de áreas de quemaduras y el total de focos de calor, encontrando la ecuación que describe la correlación y los valores cuadrados medios.

Resultados

Nivel de daños y tendencias

Los resultados reportaron un total de 22.012.910 ha de áreas quemadas en los últimos once años (2000-2010), de las cuales el 20% corresponden a incendios forestales que afectaron 4.287.512 ha de bosques en todo el país (Tabla 2). En 2010 los incendios forestales afectaron 1.072.435 ha, superando los valores de años anteriores; similar comportamiento mostraron las quemas de pastizales con 3.272.731 ha afectadas. En general, los valores de superficies quemadas superaron enormemente las estimaciones realizadas por organismos gubernamentales a nivel nacional para 2010 (ABT 2010).

Entre los departamentos con mayor incidencia de incendios forestales están Santa Cruz y Beni con 3.144.634 ha y 1.001.921 ha, respectivamente (Tabla 2). Siguiendo esta trayectoria temporal, se identificaron tres eventos de mayor incidencia que sucedieron en el Departamento de Santa Cruz (Fig. 2). En el Departamento del Beni se quemó una superficie mayor de pastos en 2005 y 2010 con una superficie de 2.544.900 ha y 2.449.835 ha, respectivamente.

Es notoria una creciente demanda de nuevas áreas para quema cada año y muy pocas áreas son quemadas nuevamente. El monitoreo de cicatrices de incendios ha evidenciado que cada año se queman nuevas áreas. El 46% equivalente a 5.606.439 hectáreas del total de las áreas quemadas en los últimos años corresponde a las que se quemaron solamente una vez, patrones similares son evidentes para los departamentos de Santa Cruz y Beni (Fig. 3, tabla 3).

Se observa también un patrón de zonas núcleo, donde suceden con mayor frecuencia las quemas en el transcurso de los últimos años (Fig. 4). Las áreas quemadas con una frecuencia mayor se concentran en el interior del total de las cicatrices, mostrando un gradiente que va de mayor a menor frecuencia, desde el interior hacia el exterior de las cicatrices (Fig. 4).

Nivel de detección de áreas quemadas

Se obtuvieron valores globales de exactitud de 81% para los dos sitios de validación (Amazonía y Chiquitanía), esto quiere decir que se detecta adecuadamente la presencia de áreas quemadas.

La tabulación cruzada mostró que la discriminación de cicatrices de áreas quemadas tiene errores de omisión mayores (46.1%) que de comisión (23.5%). También se observó que el 10% de las omisiones y un 9% de las comisiones se encuentran en pastos, mostrando los mayores errores en la detección. En cambio la detección de los incendios forestales mostró un error de comisión y omisión del 2% (Fig. 5).

Los valores de exactitud de la detección de cicatrices para los dos sitios de validación fueron distintos, en la Chiquitanía llegó a 63% y en la Amazonía un 47% (Fig. 6). Al comparar la información de áreas quemadas entre los focos de calor del mismo año, se encontró que no existe una relación directa entre los dos niveles de información generados a partir del mismo sensor MODIS y excepcionalmente se ve una ligera similitud para 2010 (Fig. 7). Esto da indicios de las limitaciones de utilizar los focos de calor para estimar superficies. No obstante a través de regresiones por sitio, se pudo encontrar ecuaciones que describan esta relación que pueden ser utilizadas para generar una mejor estimación de superficies afectadas a partir de información de focos de calor. Para encontrar la estimación de superficie afectadas por incendio (y) es necesario remplazar el total de focos de calor (x) en $y = 35.926x + 118.411$. Esta estimación tiene un error cuadrado medio de 20.1%; ($R^2 = 0.7979$) (Fig. 7).

Discusión

El incremento temporal de cicatrices de áreas quemadas sugiere una demanda creciente de nuevas tierras, dadas las características de habilitación de las mismas (Killeen *et al.* 2007, Pinto & Vroomans 2007). A través de un análisis

Tabla 2. Superficie anual acumulada de incendios forestales y quemas por departamento, desde 2001 hasta 2010.

Superficie de incendios forestales (en hectáreas)											
Departamento	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Total
Santa Cruz	140.106	252.355	93.909	610.736	180.720	369.161	538.970	212.238	18.443	727.996	3.144.634
Beni	33.680	56.168	89.684	92.311	201.838	90.233	54.678	66.138	24.304	292.885	1.001.921
La Paz	210	1.443	6.822	3.252	10.076	5.178	9.303	1.894	1.039	30.237	69.452
Pando	985	1.118	2.615	1.411	10.716	1.758	3.736	1.662	1.377	7.855	33.234
Cochabamba	174	163	1.552	1.854	2.596	1.804	2.464	1.043	489	8.865	21.004
Chuquisaca	138	1.741	2.773	166	404	520	1.160	718	99	1.876	9.594
Tarija	507	1.497	746	270	222	122	2.505	529	561	711	7.670
Oruro					4						4
Potosí											0
Bolivia (total)	177.802	316.487	200.104	712.002	408.582	470.782	614.823	286.230	48.319	1.072.435	4.287.512
Superficie de quemas en pastos (en hectáreas)											
Beni	533.274	915.350	1.361.786	1.318.631	2.544.900	1.467.731	737.196	866.320	366.204	2.449.835	12.561.225
Santa Cruz	462.843	411.261	246.749	464.477	528.442	407.216	567.009	262.000	99.351	484.479	3.933.826
La Paz	5.307	20.839	106.158	51.848	133.637	78.882	101.366	35.056	13.898	243.445	790.435
Cochabamba	5.526	8.084	42.304	29.544	57.277	35.235	44.978	20.428	13.418	87.173	343.965
Pando	1.949	2.186	7.064	4.708	14.700	2.659	745	302	62	1.734	36.110
Tarija	1.992	11.516	267	361	2.648	374	774	2.388	1.921	2.316	24.557
Potosí	1.346	3.082	494	3.125	2.029	2.824	1.446	1.854	457	1.536	18.193
Chuquisaca	862	382	4.244	33	376	502	1.430	374	1.056	830	10.089
Oruro	761	554	565	509	1.231	406	320	381	888	1.383	6.998
Bolivia (total)	1.013.859	1.373.256	1.769.630	1.873.235	3.285.238	1.995.829	1.455.262	1.189.103	497.255	3.272.731	17.725.399

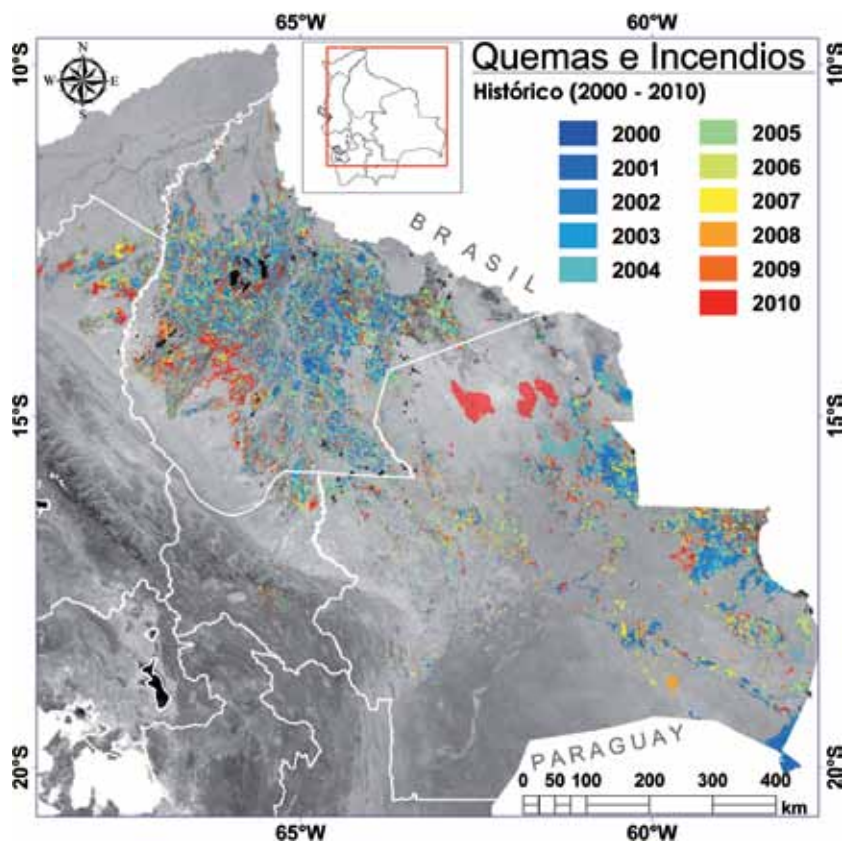


Figura 2. Detección de áreas de quemas e incendios para el período 2001-2010 a través del producto MCD45A1 del sensor MODIS.

Tabla 3. Superficies de repetitividad de quemas e incendios en Bolivia por departamento, monitoreo desde 2000 hasta 2010.

Departamento	1 año Hectáreas	2-3 años	4-5 años	6-11 años	Total
Beni	2.819.575	2.806.148	887.909	191.104	6.704.737
Santa Cruz	2.137.753	1.693.827	611.906	190.462	4.633.948
La Paz	388.946	209.212	14.652	792	613.602
Cochabamba	130.514	79.645	14.304	481	224.944
Pando	48.568	17.722	2.104	468	68.862
Tarija	33.701	2.540	88		36.329
Chuquisaca	26.766	2.370	112		29.247
Potosí	14.659	1.337	225		16.221
Oruro	5.956	431			6.387
Bolivia (total)	5.606.439	4.813.232	1.531.300	383.306	12.334.277
Porcentaje	45%	39%	12%	3%	100%

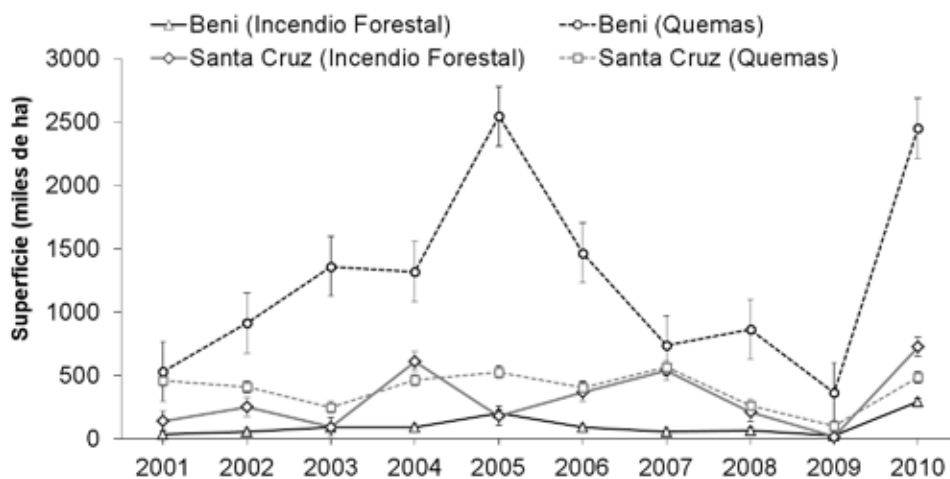


Figura 3. Trayectoria de incendios forestales y quemas para los departamentos de Santa Cruz y Beni (2001-2010), a partir del producto MCD45A1 del sensor MODIS.

de la trayectoria anual de incendios forestales se pudo evidenciar que existe una tendencia cíclica (Fig. 3). Después de un gran incendio en el año anterior, le sigue una disminución de superficie afectada en el año siguiente. Este patrón también responde al comportamiento de la creciente demanda de habilitación de tierras (Martínez 2010, Müller *et al.* 2011). No todos los años se queman en la misma magnitud, dependiendo del comportamiento productivo de los suelos. Según estudios recientes confirman este comportamiento; cuando el suelo pierde su productividad deja de ser utilizado por el productor (Muller *et al.* 2011, Davidson *et al.* 2012). Evaluando los cambios cíclicos de las trayectorias de quemas e incendios forestales en una serie de diez años en Bolivia, es evidente que los ciclos tienen una relación con la magnitud del disturbio del año anterior (Fig. 3). Por lo que podemos prever que para 2011 existiría una disminución importante de incendios. Esta disminución no es atribuible a medidas de control o a la gestión realizada por instancias competentes. Las tendencias anuales nos muestran que el incremento de áreas quemadas es creciente

cada año y no debemos basarnos únicamente en la información de un año o del año anterior, sino más bien de una serie larga de tiempo. Es necesario realizar verdaderas acciones de prevención y control, puesto que en este estudio se ha demostrado que las superficies afectadas son cada vez más. La degradación del bosque es el principal problema, puesto que no es tan visible como la deforestación (Chazdon 2003). El incremento de especies invasoras después de un incendio o quema disminuye las posibilidades de recuperación del bosque o las posibilidades de reutilización de estas tierras (Veldman *et al.* 2009). En muchos casos estas áreas son predominantemente repobladas con especies pioneras (Nabe-Nielsen *et al.* 2007), cambiando así su estructura y composición natural. El aumento de la frecuencia de incendios forestales degradan mucho más los bosques de forma permanente, causando cambios drásticos en la composición de especies, estructura y el valor económico de los bosques (Gould 2002, Chazdon 2003, Cochrane 2003). Los riesgos de incendios forestales se incrementan al sufrir extracción de madera o al estar en proximidad de áreas deforestadas, permitiendo la acumulación

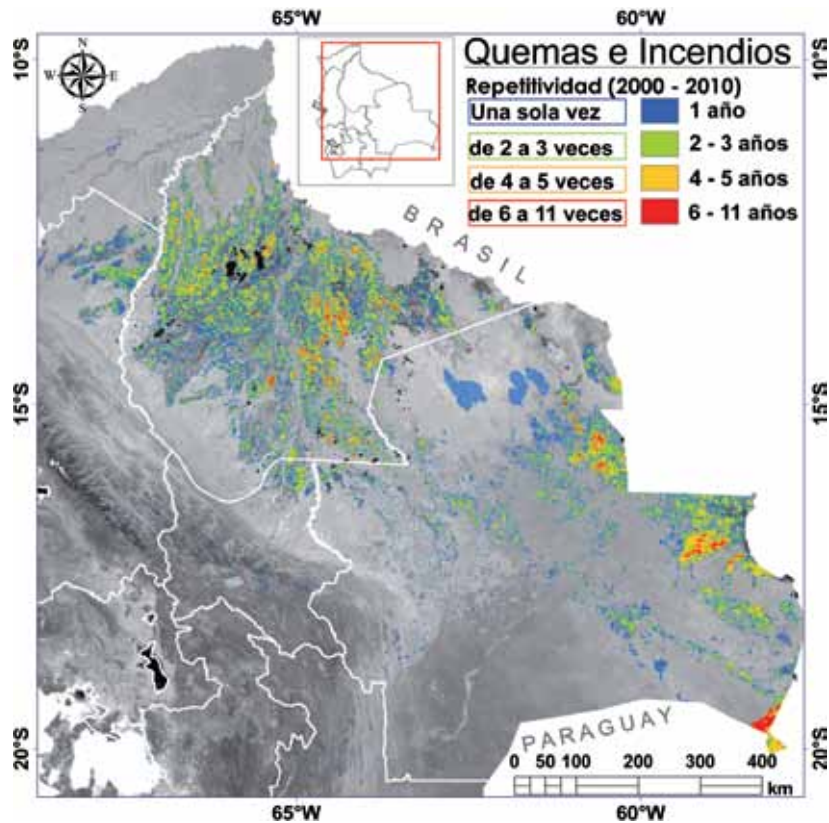


Figura 4. Repetitividad de quemas e incendios en Bolivia, monitoreo desde 2000 hasta 2010.

de combustible en el sotobosque y por las condiciones climáticas desfavorables, es decir por la menor precipitación principalmente (Mostacedo *et al.* 1999, Cochrane 2003). Se han identificado sitios de mayor frecuencia de incendios forestales, posibilitando la evaluación de impactos y estimación de la severidad. La regeneración de estos bosques depende del grado de severidad del incendio, mientras más drástico es el fuego más tiempo demora el bosque en su recuperación (Gould 2002, Veldman *et al.* 2009). La región de la Chiquitanía se ve más afectada por los incendios forestales que la Amazonía. La principal razón es la proximidad a las áreas antrópicas, dado que los incendios forestales se inician predominantemente por la quema de pastos

(Cochrane & Schulze 1999, Pinto & Vroomans 2007). Lo que demuestra que la quema en esta región está ligada estrechamente con la deforestación y los mecanismos de habilitación de nuevas tierras (Pinto & Alvarado 2007).

Las llanuras de sabanas del departamento de Beni son utilizadas predominantemente para la ganadería. Esta es una de las principales causas de la alta concentración de áreas quemadas en esta región, por lo que la quema de pastizales tiene su predominancia (Fig. 3) (Killeen *et al.* 2008). El incremento de la actividad ganadera en esta zona durante 2005 explica el incremento abrupto en áreas quemadas ese año (Fig. 3) (Fuentes *et al.* 2005). En general, esta tendencia refleja las malas prácticas de utilización de tierras (Pinto & Vroomans 2007, Martínez 2010).

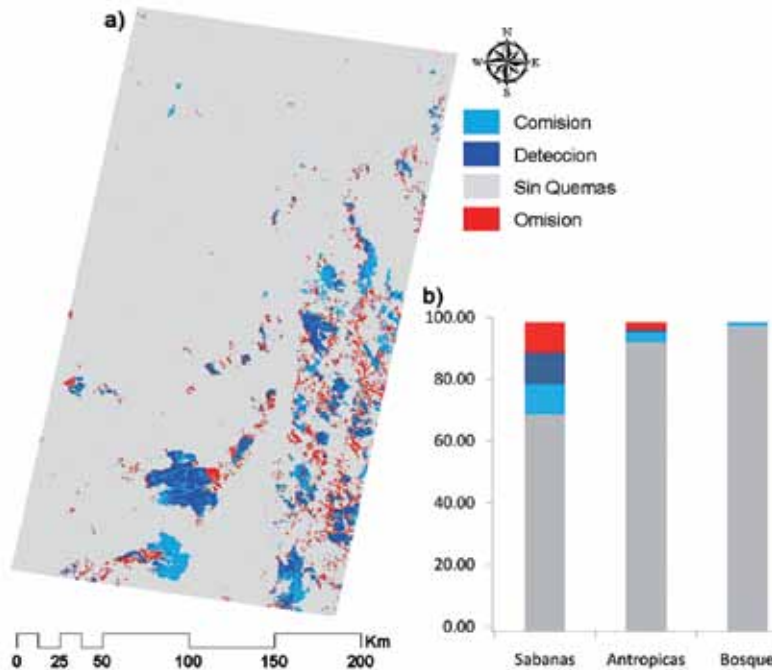


Figura 5. Ejemplo de tabulación cruzada de áreas quemadas entre cicatrices de áreas quemadas de Landsat y MODIS en grillas de 2.5 km. a. Niveles de detección de cicatrices de quemas Landsat versus MODIS, b. niveles de detección de cicatrices de quema por tipo de cobertura (Sabanas, antrópicas o deforestación y bosque).

Nivel de detección

Las cicatrices son relativamente fáciles de distinguir visualmente, pero son difíciles de clasificar de forma automática, debido a la gran diversidad espacial y espectral causada por la diferencia del grado de severidad del incendio (Chuvienco *et al.* 2008b, Soverel *et al.* 2010). La discriminación de áreas quemadas aplicando el índice NBR en las imágenes Landsat fue satisfactoria (Fig. 8). Por lo tanto, la aplicación del NBR permitiría determinar las áreas quemadas en imágenes Landsat de forma prácticamente automática.

El error de subestimación se debe principalmente a la resolución gruesa de la imagen MODIS (Fig. 5) (Chuvienco *et al.* 2008b, Bastarrika *et al.* 2011b) también responde a efectos de la cobertura vegetal (combustible) y a la cobertura de nubes o de humo persistentes, causando errores significativos, en especial en las áreas de crecimiento rápido de vegetación post-incendio (regeneración) (Veraverbeke *et al.* 2011). Los valores de exactitud reportados en este estudio se aproximan a valores de estudios en Sudamérica (Chuvienco *et al.* 2008b).

Al evaluar espacialmente las densidades de cicatrices quemadas detectadas en NBR

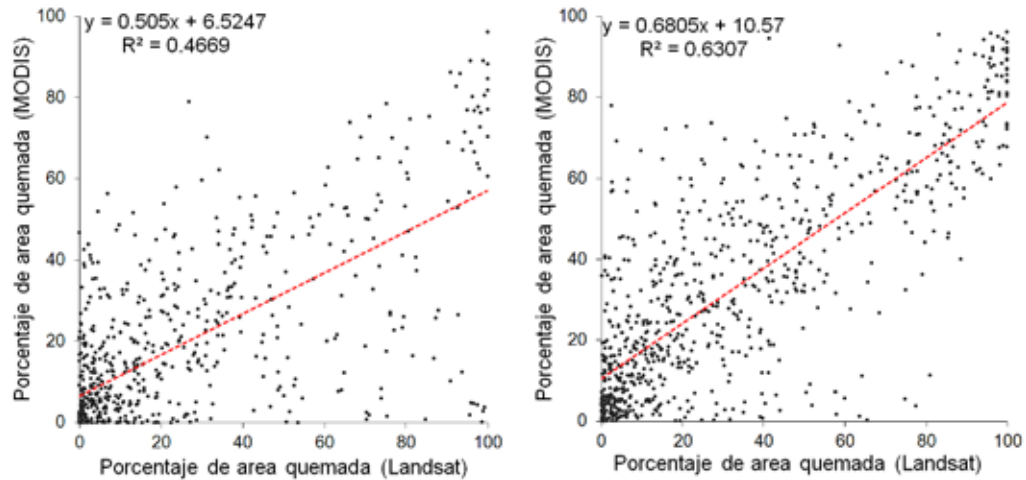


Figura 6. Diagrama de dispersión de cartografía de aéreas quemadas de 500 m de MODIS, versus cicatrices de referencia a partir de imágenes Landsat de 30 m. Se calcula el coeficiente cuadrado de correlación lineal, R^2 , para la Amazonía con un nivel de exactitud de 47% y 63% para la Chiquitanía.

y MCD45A1 utilizada en la validación, es posible visualizar los patrones de detección espacial (Fig. 9). Es evidente que la clasificación de cicatrices grandes es posible en ambas resoluciones, mostrando el mismo patrón espacial con una densidad alta (Fig. 9). Según esta metodología es posible detectar superficies mayores a 13 hectáreas (Chuvieco *et al.* 2008b, Giglio *et al.* 2009).

Relación entre focos de calor y áreas quemadas

Un foco de calor es la expresión que generalmente se utiliza para referirse a un incendio potencial. Es decir, que la presencia de un foco de calor no asegura la presencia de fuego (siempre y cuando no haya nubes en la región). En este último caso, las altas temperaturas del terreno detectadas (anómalas respecto de las temperaturas de la superficie del entorno) sólo están representando que potencialmente puede existir o existirá un incendio en horas.

Se ha demostrado que no existe una relación directa entre los focos de calor y las áreas quemadas, por lo que asumirla significaría un error mayor al 60% (Tansey *et al.* 2008). De tal manera, que la información generada a partir de los focos de calor requiere ser interpretada con mayor cautela y limitarse a interpretaciones para la que fue diseñada. No desmerece en ningún momento la importancia de la información que generan los focos de calor, puesto que tiene relevancia en el análisis de alerta a incendios, pero se deberían realizar procedimientos de validación para encontrar niveles de detección para cada sitio en particular (Csiszar *et al.* 2006, Siljander 2009). Estudios recientes mostraron que el nivel de detección de incendios forestales utilizados para generar alerta llegan hasta un 93% de exactitud (Tanpipat *et al.* 2009).

Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos preocupa la creciente demanda de nuevas áreas que son

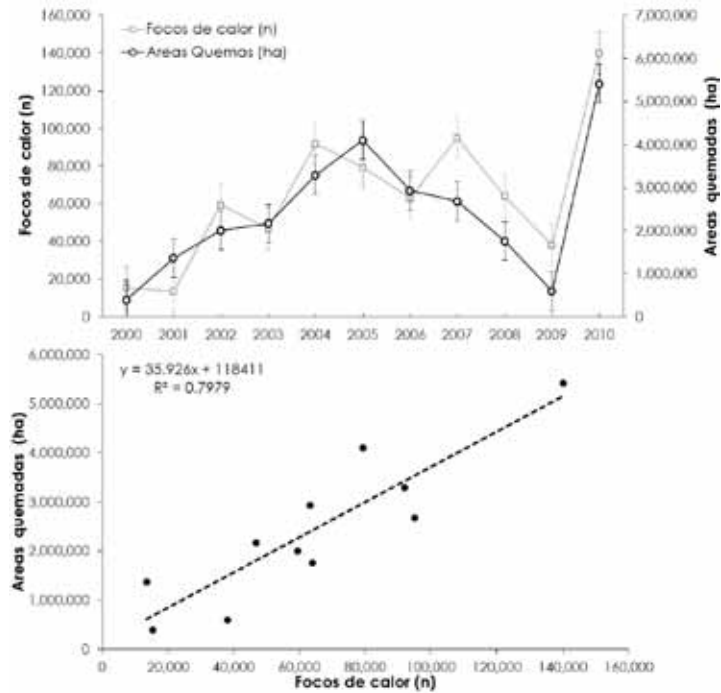


Figura 7. Comparación entre focos de calor y áreas quemadas del sensor MODIS para Bolivia (2000-2010).

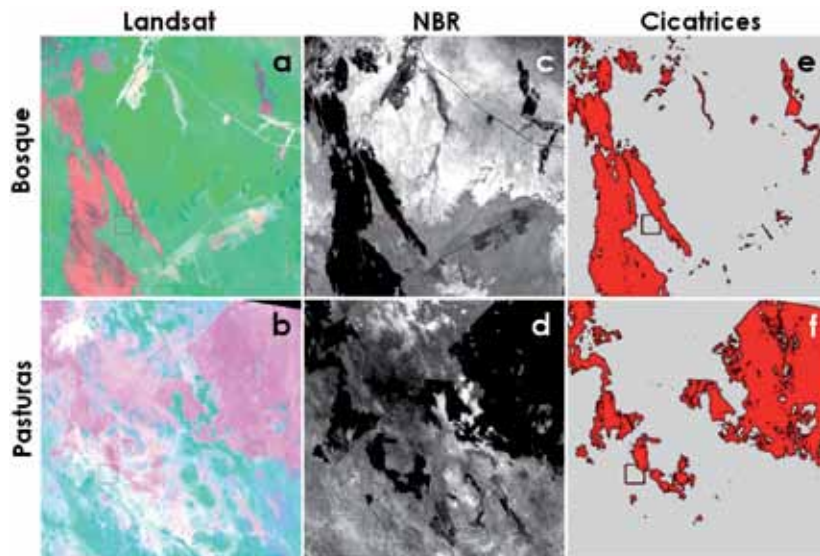


Figura 8. Cartografía de cicatrices de quemas e incendios en mediana resolución espacial (Landsat, 30 m). a-b. Imagen Landsat combinación 7,4,3, c-d. cociente normalizado de quemas (NBR), cicatrices de áreas quemadas en negro, e-f. cicatrices de áreas quemadas (rojo).

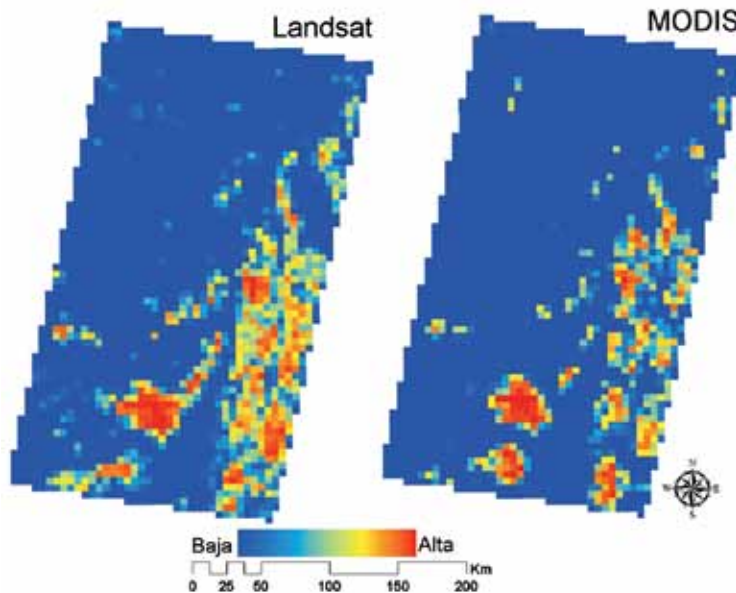


Figura 9. Detección del patrón espacial de las cicatrices de área quemada para NBR (Landsat) y para MCD45A1 (MODIS). En la grilla utilizada para la validación se calculó la densidad de superficie quemada por grilla (2.5 x 2.5 km) para 2010. Ejemplo de sitio piloto de validación en la Amazonía (ver Fig. 1).

quemadas cada año, así como la reducción de tiempo que separa los ciclos de eventos extremos; es decir cada vez son más frecuentes los incendios y estos lapsos de recuperación de los ecosistemas son más cortos. Al encontrar repetitividad de áreas quemadas en estos diez años, es posible localizar zonas de mayor presión o áreas más vulnerables al fuego; de esta manera focalizar mejor esfuerzos de control y prevención.

Considerando la dinámica de las quemas e incendios, es necesario evaluar el comportamiento de estos eventos en una serie de tiempo alta, así se enriquece la comprensión de los patrones y tendencias. Si las acciones de control o prevención se basan en el comportamiento del año anterior, se pueden hacer falsas atribuciones. Por ejemplo, al evaluar lo sucedido en 2011 basándose en eventos extremos durante 2010, se podría concluir que se logró reducir los impactos de quemas o incendios. Pero, si miramos la serie temporal,

encontramos que la tendencia sigue siendo de incremento anual de áreas.

Al momento de evaluar la utilidad de esta información debemos tomar en cuenta que la resolución nativa de 500 m limita la detección de pequeñas cicatrices (Fig. 6). La fortaleza está en generar estadísticas que permitan la mejor interpretación y toma de decisiones, a partir de las tendencias y patrones tanto espaciales como temporales de las quemas e incendios forestales, que están sucediendo realmente en Bolivia.

Referencias

- ABT. 2010. Informe anual 2010 y balance de la década. Autoridad de Fiscalización y Control Social de Bosques y Tierra, Santa Cruz. 90 p.
- Alencar, A, D. Nepstad & M.C.V. Diaz. 2006. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and Non-ENSO years:

- area burned and committed carbon emissions. *Earth Interactions* 10: 1-17.
- Armston, J.D., M.I. Byrne, T.J. Danaher & B.M. Goulevitch. 2002. Geometric correction of Landsat MSS, TM, and ETM+ scene coverages of Queensland for change detection and mapping of woody vegetation cover. Proceedings of the 11th Australasian Remote Sensing and Photogrammetry Conference, Brisbane.
- Bastarrika, A., E. Chuvieco & M. P. Martín. 2011a. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: balancing omission and commission errors. *Remote Sensing of Environment* 115: 1003-1012.
- Bastarrika, A, E. Chuvieco & P. Mart. 2011b. Automatic burned land mapping from MODIS time series images: assessment in Mediterranean ecosystems. *Geoscience and Remote Sensing IEEE Transactions* 49: 3401-3413.
- Berk, A., L.S. Bernstein, G.P. Anderson, P.K. Acharya, D.C. Robertson, J.H. Chetwynd & S.M. Adler-Golden. 1998. MODTRAN cloud and multiple scattering upgrades with application to AVIRIS. *Remote Sensing of Environment* 65: 367-375.
- Cochrane, M. A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 421: 913-919.
- Cochrane, M. A., A. Alencar, M. D. Schulze, C. M. Souza, Jr., D.C. Nepstad, P. Lefebvre & E. A. Davidson. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284: 1832-1835.
- Cochrane, M. A. & M. D. Schulze. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31: 2-16.
- Congalton, R. G. & K. Green. 2009. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. CRC Press, Wiley eds, Boca Raton. 183 p.
- Csiszar, I. A., J. T. Morisette & L. Giglio. 2006. Validation of active fire detection from moderate-resolution satellite sensors: the MODIS example in northern Eurasia. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions* 44: 1757-1764.
- Chander, G. & B. Markham. 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions* 41: 2674-2677.
- Chazdon, R. L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6: 51-71.
- Chuvieco, E., P. Englefield, A. P. Trishchenko & Y. Luo. 2008a. Generation of long time series of burn area maps of the boreal forest from NOAA-AVHRR composite data. *Remote Sensing of Environment* 112: 2381-2396.
- Chuvieco, E., S. Opazo, W. Sione, H. D. Valle, J. Anaya, C. D. Bella, I. Cruz, L. Manzo, G. López, N. Mari, F. González-Alonso, F. Morelli, A. Setzer, I. Csiszar, J. A. Kanpandegi, A. Bastarrika & R. Libonati. 2008b. Global burned-land estimation in Latin America using MODIS composite data. *Ecological Applications* 18: 64-79.
- Davidson, E. A., A. C. de Araujo, P. Artaxo, J. K. Balch, I. F. Brown, M. M. C. Bustamante, M. T. Coe, R. S. DeFries, M. Keller, M. Longo, J. W. Munger, W. Schroeder, B. S. Soares-Filho, C. M. Souza & S. C. Wofsy 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* 481: 321-328.
- Fuentes, D., R. Haches, R. Maldonado, M. A. Albornoz, P. Cronkleton, W. de Jong & M. Becker. 2005. Pobreza, descentralización y bosques en el norte amazónico boliviano. CIFOR: Bogor. 125 p.
- Giglio, L., T. Loboda, D. P. Roy, B. Quayle & C. O. Justice. 2009. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. *Remote Sensing of Environment* 113: 408-420.
- Gould, K. A. 2002. Post-fire tree regeneration in lowland Bolivia: implications for

- fire management. *Forestry Ecology Management* 165: 225-234.
- ITT VIS. 2009. ENVI Atmospheric Correction Module: QUAC and FLAASH user's guide. Module Version 4.7.
- Jia, G. J., I. C. Burke, A. F. H. Goetz, M. R. Kaufmann & B. C. Kindel. 2006. Assessing spatial patterns of forest fuel using AVIRIS data. *Remote Sensing of Environment* 102: 318-327.
- Justice, C.O., L. Giglio, S. Korontzi, J. Owens, J. T. Morisette, D. Roy, J. Desclotres, S. Alleaume, F. Petitcolin & Y. Kaufman. 2002. The MODIS fire products. *Remote Sensing of Environment* 83: 244-262.
- Killeen, T. J., V. Calderon, L. Soria, B. Quezada, M. Steininger, G. Harper, L. Solorzano & C. Tucker. 2004. Mapa de la cobertura y deforestación en tierras bajas de Bolivia: Santa Cruz. Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado: Mapa digital.
- Killeen, T. J., V. Calderon, L. Soria, B. Quezada, M. Steininger, G. Harper, L. Solórzano & C. Tucker. 2007. Thirty years of land-cover change in Bolivia. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36: 600-606.
- Killeen, T. J., A. Guerra, R. Calzada, L. Correa, V. Calderon, L. Soria, B. Quezada & M. Steininger. 2008. Total historical land-use change in eastern Bolivia: who, where, when, and how much? *Ecology and Society* 19: 36.
- Kokaly, R. F., B. W. Rockwell, S. L. Haire & T. V. King. 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* 106: 305-325.
- Lu, D., P. Mausel, E. Brondizio & E. Moran. 2002. Assessment of atmospheric correction methods for Landsat TM data applicable to Amazon basin LBA research. *International Journal of Remote Sensing* 23: 2651-2671.
- Martínez, M. A. 2010. Perspectivas del manejo integral de bosques y tierras en Bolivia. Fundación Tierra, La Paz. 10 p.
- Mather, P. M. 2004. Computer processing of remotely-sensed images. An introduction. 3ra. edic. John Wiley & Sons, Chichester. 324 p.
- Matthew, M. W., S. M. Adler-Golden, A. Berk, G. Felde, G. P. Anderson, D. Gorodetzky, S. Paswaters & M. Shippert. 2002. Atmospheric correction of spectral imagery: evaluation of the FLAASH algorithm with AVIRIS data. pp. 157-63. Applied Imagery Pattern Recognition Workshop, Proceedings 31st., Washington, DC.
- Miller, J. D. & A. E. Thode. 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.
- Morton, D. C., R. S. De Fries, J. Nagol, C. M. Souza Jr, E. S. Kasischke, G. C. Hurtt & R. Dubayah. 2011. Mapping canopy damage from understory fires in Amazon forests using annual time series of Landsat and MODIS data. *Remote Sensing of Environment* 115: 1706-1720.
- Mostacedo, B., T. S. Fredericksen, K. Gould & M. Toledo. 1999. Comparación de la respuesta de las comunidades vegetales a los incendios forestales en los bosques tropicales secos y húmedos de Bolivia. Proyecto BOLFOR, Documento Técnico 83/1999, Santa Cruz. 27 p.
- Müller, R., D. Müller, F. Schierhorn & G. Gerold. 2011. Spatiotemporal modeling of the expansion of mechanized agriculture in the Bolivian lowland forests. *Applied Geography* 31: 631-40.
- Müller, R., D. Müller, F. Schierhorn, G. Gerold & P. Pacheco. 2011. Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: an analysis of spatial dynamics. An

- analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change* DOI 10.1007/s10113-011-0259-0
- Myers, R.L. 2006. Convivir con el fuego. Manteniendo los ecosistemas y medios de subsistencia mediante el manejo integral de fuego. *Iniciativa Global para el Manejo de Fuego*, The Nature Conservancy, Tallahassee. 36 p.
- Nabe-Nielsen, J., W. Severiche, T. Fredericksen & L. Nabe-Nielsen. 2007. Timber tree regeneration along abandoned logging roads in a tropical Bolivian forest. *New Forests* 34: 31-40.
- Pinto, C. & E. Alvarado. 2007. Efectos del fuego en bosque de producción forestal en Bolivia. pp. 24. Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Santa Cruz. 53 p.
- Pinto, C. & V. Vroomans. 2007. Chaqueos e incendios forestales en Bolivia. Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Santa Cruz. 53 p.
- Pontius, R. G. & M. L. Cheuk. 2006. A generalized crosstabulation matrix to compare softclassified maps at multiple resolutions. *International Journal of Geographical Information Science* 20: 1-30.
- Pontius R.G. & M. Millones. 2011. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing* 32: 4407-29.
- Pringle, M. J., M. Schmidt & J. S. Muir. 2009. Geostatistical interpolation of SLC-off Landsat ETM+ images. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 64: 654-664.
- Roberts, S.J. 2001. Tropical fire ecology. *Progress in Physical Geography* 25: 286-291.
- Roy, D.P., L. Boschetti, C. O. Justice & J. Ju. 2008. The collection 5 MODIS burned area product -- Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product. *Remote Sensing of Environment* 112: 3690-3707.
- Roy, D. P., P. E. Lewis & C. O. Justice. 2002. Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data--abi-directional reflectance model-based expectation approach. *Remote Sensing of Environment* 83: 263-286.
- Scaramuzza, P., E. Micijevic & G. Chander. 2004. SLC previous term gap next term-filled. *Products Phase One Methodology P 5*.
- Siljander, M. 2009. Predictive fire occurrence modelling to improve burned area estimation at a regional scale: A case study in East Caprivi, Namibia. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 11: 380-393.
- Souza, C. M., D. A. Roberts & A. Monteiro. 2005. Multitemporal analysis of degraded forests in the southern Brazilian Amazon. *Earth Interactions* 9: 1-25.
- Soverel, N. O., D. D. B. Perrakis & N. C. Coops. 2010. Estimating burn severity from Landsat dNBR and RdNBR indices across western Canada. *Remote Sensing of Environment* 114: 1896-1909.
- Tanpipat, V., K. Honda & P. Nuchaiya. 2009. MODIS hotspot validation over Thailand. *Remote Sensing* 1: 1043-1054.
- Tansey, K., J. Beston, A. Hoscilo, S. E. Page & C. U. Paredes Hernández. 2008. Relationship between MODIS fire hot spot count and burned area in a degraded tropical peat swamp forest in Central Kalimantan, Indonesia. *Journal Geophysical Research* 113: 1-8.
- USGS (U.S. Geological Survey). 2003. Preliminary assessment of Landsat 7 ETM+ data following scan line corrector malfunction. Sioux Falls, South Dakota. 86 p.
- van der Werf, G. R., J. T. Randerson, G. J. Collatz, L. Giglio, P. S. Kasibhatla, A. F. Arellano, S. C. Olsen & E. S. Kasischke. 2004. Continental-scale partitioning of fire emissions during the 1997 to 2001 El Niño/La Niña Period. *Science* 303: 73-76.

- Van Wagtendonk, J. W., R. R. Root & C. H. Key. 2004. Comparison of AVIRIS and Landsat ETM+ detection capabilities for burn severity. *Remote Sensing of Environment* 92: 397-408.
- Veldman, J. W., B. Mostacedo, M. Peña-Claros & F. E. Putz. 2009. Selective logging and fire as drivers of alien grass invasion in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 258: 1643-1649.
- Veraverbeke, S., S. Lhermitte, W. W. Verstraeten & R. Goossens. 2011. A time-integrated MODIS burn severity assessment using the multi-temporal differenced normalized burn ratio (dNBRMT). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 13: 52-58.
- Villegas, Z. & B. Mostacedo. 2011. Diagnóstico de la situación actual sobre políticas, información, avances y necesidades futuras sobre MRV en Bolivia. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor. 50 p.

Artículo recibido en: Enero de 2012.

Manejado por: Andrea Premoli

Aceptado en: Abril de 2012.