



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Ciencias Forestales - Programa de Magister en Ciencias Forestales

**EVALUACIÓN DE SEVERIDAD DE LA QUEMA PARA EL INCENDIO OCURRIDO
EN EL PARQUE NACIONAL TORRES DEL PAINE A FINES DE LA TEMPORADA
2011**

Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias Forestales

MARCO JERONIMO MIRANDA FARIAS
CONCEPCIÓN-CHILE
2015

Profesor Guía: Mauricio Aguayo Arias
Dpto. de Ciencias Forestales, Facultad de Ingeniería Forestal
Universidad de Concepción

**EVALUACION DE SEVERIDAD DE LA QUEMA PARA EL INCENDIO OCURRIDO
EN EL PARQUE NACIONAL TORRES DEL PAINE A FINES DE LA TEMPORADA
2011**

Comisión Evaluadora:

Mauricio Aguayo Arias (Profesor guía)
Título Profesional, Dr.

Mario Lillo Saavedra (Profesor co-guía)
Título Profesional, Dr.

Eduardo Peña Fernández (Comisión evaluación)
Título Profesional, Dr.

Director de Postgrado:

Darcy Ríos Leal
Prof. Biología y Química, Dra.

Decano Facultad de Ciencias Forestales:

Manuel Sánchez Olate.
Ingeniero Forestal, Dr.

A Sandra, Lucas, Camilo, Renato y Francisca

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Dios, por darme el valor de iniciar esta gran empresa,

A mi esposa por tanto amor y comprensión, a mis hijos por apoyarme en todo momento,

Al Servicio Agrícola y Ganadero por autorizar esta capacitación

A CONICYT por financiar el desarrollo de mis estudios,

A la Universidad de Concepción y en especial a la Facultad de Ciencias Forestales por la oportunidad de volver a las aulas,

Quisiera agradecer a los docentes Sres. Mauricio Aguayo, Mario Lillo y Eduardo Peña por apoyar el desarrollo de este estudio,

Finalmente quisiera agradecer en especial al profesor Mauricio Aguayo, por su gran generosidad con el conocimiento, y por invitarme a participar de tan hermoso proyecto.

OPCIONAL ABREVIATURAS

INDICE

TEMA	Nº de pág.
RESUMEN GENERAL	7
SUMMARY	8
INTRODUCCIÓN GENERAL	9
HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	12
CAPÍTULO I : Evaluación de severidad de la quema para el incendio ocurrido en el Parque Nacional Torres del Paine a fines de la temporada 2011	13
DISCUSIÓN GENERAL	47
CONCLUSIÓN GENERAL	50

RESUMEN GENERAL

El concepto de severidad de la quema surge a partir de la necesidad de identificar y cuantificar los efectos del fuego sobre el medioambiente, definida como el grado de cambio de un área quemada con respecto a las condiciones existentes antes del incendio, obteniéndose a partir de una evaluación en terreno que considera características visibles de la combustión. La severidad de la quema se ha transformado en un indicador cualitativo de los efectos del fuego sobre un ecosistema, permitiendo entre otras cosas observar respuestas del ecosistema, ante un incendio forestal, esto ha permitido apoyar una adecuada planificación y supervisión de actividades de recuperación ecológica, además de proporcionar información base para futuros monitoreos. En este contexto el Parque Nacional Torres del Paine ha sido afectado al menos en 29 oportunidades por incendios forestales durante el periodo comprendido entre los años 1985 y 2010, el último de ellos, ocurrido a fines del año 2011, es considerado uno de los más devastadores desde la creación del Parque, no solo por la superficie afectada, alrededor de 17.000 ha., sino por la severidad del incendio sobre la vegetación y los suelos. Debido a esto el Ministerio del Medioambiente ha planteado la necesidad de establecer un programa de restauración ecológica, incluyendo la rehabilitación y reparación de los ecosistemas afectados dentro del Parque, e incorporando una visión integrada y de largo plazo de los valores culturales y económicos del área como Reserva de la Biósfera. Aunque se han realizado estudios en el Parque que miden la severidad de la quema, estos no presentan mediciones en terreno de los efectos del fuego, y se basan principalmente en el uso de sensores remotos. El objetivo del presente estudio fue apoyar la realización de un plan de restauración ecológica en el Parque Nacional Torres del Paine, mediante la evaluación de la severidad de la quema a partir del incendio forestal ocurrido a fines de la temporada 2011.

Se midieron los efectos visuales del fuego en terreno, lo que permitió calibrar y validar la información proveniente de sensores remotos, antes y después de ocurrido el incendio.

Los resultados obtenidos indicaron que los índices espectrales dNBR y RdNBR se relacionaron de mejor manera con los valores de severidad obtenidos en el Parque Nacional. La segmentación de imágenes, como herramienta de trabajo, fue un buen aporte a la metodología de trabajo utilizada, ya que mejoró los resultados obtenidos por el clasificador, aumentando la fiabilidad global, la separabilidad entre clases de severidad de la quema y el índice kappa.

SUMMARY

The concept of burn severity arises from the need to identify and quantify the effects of fire on the environment, defined as the degree of change of a burned regarding the conditions before the fire area, resulting from a field evaluation that considers visible combustion characteristics. Burn severity has been transformed into a qualitative indicator of the effects of fire on an ecosystem, allowing among other things ecosystem responses observed before a forest fire, this has allowed support proper planning and supervision of activities of ecological recovery, in addition to providing basic information for future monitoring. In this context the Torres del Paine National Park has been affected at least 29 times by forest fires during the period between 1985 and 2010, the last one, which occurred in late 2011, is considered one of the most devastating since the creation of the park, not only for the area affected, about 17,000 ha., but the severity of the fire on vegetation and soils. Because of this the Ministry of the Environment has raised the need for an ecological restoration program, including the rehabilitation and repair of affected ecosystems within the park, and incorporating an integrated, long-term economic vision and cultural values of the area as Biosphere Reserve. Although there have been studies in the park that measure the severity of the burn, they do not have field measurements of the effects of fire, and are primarily based on the use of remote sensors. The aim of this study was to support the implementation of a plan of ecological restoration in the Torres del Paine National Park, by assessing the severity of burning from forest fire occurred at the end of the 2011 season.

Visual effects of fire on the ground were measured, enabling calibration and validation of information from remote sensors before and after the fire occurred.

The results showed that the spectral indices were related DNBR and RdNBR better with severity values obtained in the National Park. Image segmentation, as a working tool, it was a good contribution to the work methodology used, as it improved the results obtained by the classifier, increasing overall reliability, separability between classes of burn severity and the kappa index.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Fuego y modificación del paisaje

El efecto del fuego sobre el medioambiente ha sido ampliamente documentado, siendo considerado como el principal agente de perturbación ecológica, capaz de modificar el paisaje, en especial cuando su frecuencia o intensidad se ve alterada (De Santis y Chuvieco 2009, Kitzberger *et al.* 1997), ya sea en presencia como en ausencia de sociedades humanas aledañas (Bond y Wilgen 1996). Al mismo tiempo se considera al fuego como uno de los principales impulsores de los procesos de erosión y desertificación (Imenson *et al.* 1992, González-Pérez *et al.* 2004, Cerdà y Lasanta 2005, Vallejo *et al.* 2006), estableciendo la pérdida de biomasa por parte de la vegetación, la degradación del suelo (Lewis *et al.* 2006) y la emisión de gases de efecto invernadero (Nagahamaa y Suzuki 2007) como los principales efectos negativos que ejerce sobre el medioambiente.

Sensores remotos y el fuego

La información proveniente de sensores remotos es de gran utilidad en la evaluación de los efectos del fuego ya que se puede utilizar para examinar cualitativa y cuantitativamente la vegetación en escalas multitemporales y espaciales, permite cubrir áreas grandes e inaccesibles, captura información, del espectro electromagnético, útil en la caracterización de la vegetación y el suelo (Norton 2009), en la detección de focos de altas temperaturas con bastante precisión (Martin *et al.* 1999) en la estimación de daños (Navarro *et al.* 1991, Pereira *et al.* 1997, Ambrossia *et al.* 1998) y en los trabajos de restauración postincendio (Navarro *et al.* 1997, Koutsias *et al.* 1999), debido a los cambios generados por el fuego en el comportamiento espectral del suelo y la vegetación (Patterson y Yool 1998, Díaz-Delgado y Pons 2001, Riaño *et al.* 2002).

Severidad de la quema

Definida como el grado de cambio de un área quemada con respecto a las condiciones existentes antes del incendio (Key y Benson 2006), es un indicador cualitativo de los efectos del fuego sobre un ecosistema (Lanorte *et al.* 2013). Representa el principal interés de estudio de investigaciones relacionadas con la ocurrencia de incendios forestales y se evalúa en terreno mediante la clasificación de sitios con similares características visibles de combustión (Soverel *et al.* 2010), además permite cuantificar el impacto del fuego sobre el paisaje (van Wagendonk *et al.* 2004) y comparar diferentes sitios, modelar y evaluar la dinámica post incendio, estimar la capacidad de recuperación de la vegetación (Lanorte *et al.* 2013), seleccionar y priorizar

aplicación de tratamientos en el sitio (Bobbe *et al.* 2001, Patterson y Yool 1998), planificar y supervisar actividades de recuperación y proporcionar información base para futuros monitoreos (Brewer *et al.* 2005). Key y Benson (2006) establecen una metodología para la obtención de severidad de la quema, a partir del uso del sensor remoto Landsat TM/ETM+, utilizando el Índice espectral Normalized Burn Ratio (NBR), en base al infrarrojo cercano, dependiente principalmente de la morfología foliar de la vegetación (Puritch 1981), y el infrarrojo medio, sensible al contenido de agua en el suelo y la vegetación (Elvidge 1990). El protocolo aplicado en terreno llamado Composite Burn Index (CBI), considera una medición visual de los efectos del fuego en 5 estratos, cada uno con factores reconocibles, significativos y relevantes por su respuesta radiométrica. Este protocolo de medición proporciona un índice continuo y balanceado de la severidad de la quema en términos ecológicos (De Santis y Chuvieco 2009) y una validación y calibración de los resultados obtenidos con el sensor Landsat (Key y Benson 2006). Esta metodología ha sido utilizada en gran cantidad de estudios en el mundo, mostrando en varios de ellos una fuerte correlación entre los valores de terreno y los obtenidos a partir del sensor remoto (Cocke *et al.* 2005, Epting *et al.* 2005, Miller y Yool 2002), sin embargo estudios recientes han demostrado que estos métodos no proporcionan una evaluación precisa de severidad de la quema para muchos ecosistemas de latitudes septentrionales altas (French *et al.* 2008). Bajas correlaciones entre las mediciones de campo de severidad de la quema y los algoritmos aplicados han sido reportados para bosques y humedales boreales (Hoy *et al.* 2008, Murphy *et al.* 2008). Verbyla *et al.* (2008) demostraron que los bajos ángulos cenitales solares en Alaska exacerbaban el impacto de la topografía en las firmas espectrales de áreas quemadas y no quemadas. Este efecto, combinado con cambio fenológicos de la vegetación, crea índices de reflectancia insuficientes en determinar los niveles de severidad de la quema con un nivel de confianza requerido. Loboda *et al.* (2013) utilizan esta metodología considerando también otros índices y bandas espectrales del sensor Landsat, encontrando que los resultados obtenidos con el índice NBR fueron inferiores a los obtenidos con el uso de otros índices.

Incendios en Parque Nacional Torres del Paine

Conocido mundialmente por los gigantes de granito modelados por la fuerza del hielo glacial que le dan su nombre, ha sido afectado por incendios forestales al menos en 29 oportunidades durante el periodo comprendido entre los años 1985 y 2010, todos ellos provocados de manera directa por el ser humano (Ministerio del Medio Ambiente 2012). El último incendio forestal, ocurrido a fines del año 2011 conocido como incendio de Olguín, por el lugar en donde se inició, es considerado uno de los más devastadores desde la creación del Parque como área protegida, no

solo por la superficie afectada, alrededor de 17.000 ha sino por la severidad del incendio sobre la vegetación y suelos (Ministerio del Medio Ambiente 2012). Existen estudios de estimación de severidad de quema en el Parque Nacional Torres del Paine, entre los que figura Navarro *et al.* (2008) para el incendio producido en el año 2005, así como también Mattar *et al.* (2012) para el incendio de Olgúin, ambos estudios utilizan el índice NBR propuesto por Key y Benson (2006) para estimar severidad de la quema, sin embargo no establecen un trabajo de terreno, mediante el establecimiento de parcelas CBI (Key y Benson 2006), necesarias para calibrar y validar la información obtenida a través de sensores remotos. Mattar *et al.* (2012), indican que a partir del incendio forestal del sector Olguin en Torres del Paine, la estimación de severidad realizada con el índice espectral NBR, presentó el inconveniente de no incluir dentro de algún grado de severidad alrededor de 2.393 ha efectivamente afectadas por el incendio, las cuales corresponden en un 91% a coberturas de matorral y bosque abierto de baja altura. Mientras que Navarro *et al.* (2008) al evaluar la severidad de quema para el incendio forestal ocurrido dentro del Parque en el año 2005 utilizando el índice espectral NBR, establecen que la observación en terreno de signos de regeneración, tanto a nivel herbáceo como a nivel arbustivo, pudo generar una subestimación de los daños provocados por el incendio. Dentro de este contexto el objetivo del presente estudio es evaluar la severidad de la quema en el Parque Nacional Torres del Paine, en base a la metodología propuesta por Key y Benson (2006), considerando el trabajo con información proveniente de sensores remotos, calibrada y validada mediante una verdad de terreno, utilizando la técnica matemática de segmentación de la imagen y de una clasificación supervisada.

HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

HIPÓTESIS

Dado los problemas de estimación de severidad de la quema ocurridos en altas latitudes boreales, y producto de la ubicación del Parque Nacional Torres del Paine, en altas latitudes australes, es que el uso del índice espectral NBR no representa la mejor alternativa de estimación de los niveles de severidad de la quema observados en terreno, generando problemas en la estimación de los daños provocados por el incendio forestal ocurrido a fines de la temporada 2011.

OBJETIVO GENERAL

Estimar la severidad de la quema para el incendio forestal ocurrido en el Parque Nacional Torres del Paine a fines de la temporada 2011.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Estimar severidad de la quema utilizando una metodología de terreno necesaria para calibrar y validar la información obtenida con el uso de sensores remotos.
2. Relacionar los valores de severidad de la quema obtenidos en terreno, con la información obtenida a partir del uso de sensores remotos.

CAPÍTULO I

Evaluación de severidad de la quema para el incendio ocurrido en el Parque Nacional Torres del Paine a fines de la temporada 2011

Evaluación de severidad de la quema para el incendio ocurrido en el Parque Nacional Torres del Paine a fines de la temporada 2011

Marco Miranda^a, Mauricio Aguayo^{b*}, Mario Lillo^c, Eduardo Peña^a

^aUniversidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales, Concepción, Chile.

*Autor de Correspondencia: ^bUniversidad de Concepción, Facultad de Ciencias Ambientales, Concepción, Chile, tel.: 56-41-2204002, maaguayo@udec.cl

^aUniversidad de Concepción, Facultad de Ingeniería Agrícola, Chillán, Chile.

RESUMEN

La severidad de la quema, definida como el grado de cambio de un área quemada respecto a condiciones existentes antes del incendio, surge con el fin de identificar y cuantificar los efectos del fuego sobre el medioambiente, obteniéndose a partir de una evaluación en terreno de los efectos visibles de la combustión, permitiendo observar la respuesta de un ecosistema ante un incendio, y apoyar una recuperación ecológica del mismo. En este contexto el Parque Nacional Torres del Paine ha sido afectado en reiteradas oportunidades por incendios forestales, siendo el último de ellos, a fines de 2011, uno de los más devastadores desde su creación. Existen estudios en el Parque que han obtenido severidad de la quema, pero sin considerar la medición de los efectos del fuego en terreno. El objetivo del presente estudio fue evaluar la severidad de la quema en el Parque Nacional Torres del Paine, a partir del incendio forestal ocurrido a fines de la temporada 2011. Se midieron los efectos visuales del fuego en terreno y se utilizaron imágenes satelitales, antes y después de ocurrido el incendio. Los resultados obtenidos indicaron que los índices espectrales dNBR y RdNBR se relacionaron de mejor manera con la información de terreno. La segmentación de imágenes, como herramienta de trabajo, fue un buen aporte a la metodología utilizada, ya que mejoró los resultados obtenidos en la clasificación de imágenes, aumentando la fiabilidad global, separabilidad e índice kappa.

Palabras clave: Incendio forestal, Severidad de la quema, teledetección, segmentación

INTRODUCCIÓN

Fuego y modificación del paisaje

El efecto del fuego sobre el medioambiente ha sido ampliamente documentado, siendo considerado como el principal agente de perturbación ecológica, capaz de modificar el paisaje, en especial cuando su frecuencia o intensidad se ve alterada (De Santis y Chuvieco 2009, Kitzberger *et al.* 1997), ya sea en presencia como en ausencia de sociedades humanas aledañas (Bond y Wilgen 1996). Al mismo tiempo se considera al fuego como uno de los principales impulsores de los procesos de erosión y desertificación (Imenson *et al.* 1992, González-Pérez *et al.* 2004, Cerdà y Lasanta 2005, Vallejo *et al.* 2006), estableciendo la pérdida de biomasa por parte de la vegetación, la degradación del suelo (Lewis *et al.* 2006) y la emisión de gases de efecto invernadero (Nagahamaa y Suzuki 2007) como los principales efectos negativos que ejerce sobre el medioambiente.

La información proveniente de sensores remotos es de gran utilidad en la evaluación de los efectos del fuego ya que se puede utilizar para examinar cualitativa y cuantitativamente la vegetación en escalas multitemporales y espaciales, permite cubrir áreas grandes e inaccesibles, captura información, del espectro electromagnético, útil en la caracterización de la vegetación y el suelo (Norton 2009), en la detección de focos de altas temperaturas con bastante precisión (Martin *et al.* 1999) en la estimación de daños (Navarro *et al.* 1991, Pereira *et al.* 1997, Ambrossia *et al.* 1998) y en los trabajos de restauración postincendio (Navarro *et al.* 1997, Koutsias *et al.* 1999), debido a los cambios generados por el fuego en el comportamiento espectral del suelo y la vegetación (Patterson y Yool 1998, Díaz-Delgado y Pons 2001, Riaño *et al.* 2002).

Definida como el grado de cambio de un área quemada con respecto a las condiciones existentes antes del incendio (Key y Benson 2006), es un indicador cualitativo de los efectos del fuego sobre un ecosistema (Lanorte *et al.* 2013). Representa el principal interés de estudio de investigaciones relacionadas con la ocurrencia de incendios forestales y se evalúa en terreno mediante la clasificación de sitios con similares características visibles de combustión (Soverel *et al.* 2010), además permite cuantificar el impacto del fuego sobre el paisaje (van Wagtenonk *et al.* 2004) y comparar diferentes sitios, modelar y evaluar la dinámica post incendio, estimar la capacidad de recuperación de la vegetación (Lanorte *et al.* 2013), seleccionar y priorizar aplicación de tratamientos en el sitio (Bobbe *et al.* 2001, Patterson y Yool 1998), planificar y supervisar actividades de recuperación y proporcionar información base para futuros monitoreos (Brewer *et al.* 2005). Key y Benson (2006) establecen una metodología para la obtención de severidad de la quema, a partir del uso del sensor remoto Landsat TM/ETM+, utilizando el

Índice espectral Normalized Burn Ratio (NBR), en base al infrarrojo cercano, dependiente principalmente de la morfología foliar de la vegetación (Puritch 1981), y el infrarrojo medio, sensible al contenido de agua en el suelo y la vegetación (Elvidge 1990). El protocolo aplicado en terreno llamado Composite Burn Index (CBI), considera una medición visual de los efectos del fuego en 5 estratos, cada uno con factores reconocibles, significativos y relevantes por su respuesta radiométrica. Este protocolo de medición proporciona un índice continuo y balanceado de la severidad de la quema en términos ecológicos (De Santis y Chuvieco 2009) y una validación y calibración de los resultados obtenidos con el sensor Landsat (Key y Benson 2006). Esta metodología ha sido utilizada en gran cantidad de estudios en el mundo, mostrando en varios de ellos una fuerte correlación entre los valores de terreno y los obtenidos a partir del sensor remoto (Cocke *et al.* 2005, Epting *et al.* 2005, Miller y Yool 2002), sin embargo estudios recientes han demostrado que estos métodos no proporcionan una evaluación precisa de severidad de la quema para muchos ecosistemas de latitudes septentrionales altas (French *et al.* 2008). Bajas correlaciones entre las mediciones de campo de severidad de la quema y los algoritmos aplicados han sido reportados para bosques y humedales boreales (Hoy *et al.* 2008, Murphy *et al.* 2008). Verbyla *et al.* (2008) demostraron que los bajos ángulos cenitales solares en Alaska exacerban el impacto de la topografía en las firmas espectrales de áreas quemadas y no quemadas. Este efecto, combinado con cambios fenológicos de la vegetación, crea índices de reflectancia insuficientes en determinar los niveles de severidad de la quema con un nivel de confianza requerido. Loboda *et al.* (2013) utilizan esta metodología considerando también otros índices y bandas espectrales del sensor Landsat, encontrando que los resultados obtenidos con el índice NBR fueron inferiores a los obtenidos con el uso de otros índices.

Conocido mundialmente por los gigantes de granito modelados por la fuerza del hielo glacial que le dan su nombre, ha sido afectado por incendios forestales al menos en 29 oportunidades durante el periodo comprendido entre los años 1985 y 2010, todos ellos provocados de manera directa por el ser humano (Ministerio del Medio Ambiente 2012). El último incendio forestal, ocurrido a fines del año 2011 conocido como incendio de Olguín, por el lugar en donde se inició, es considerado uno de los más devastadores desde la creación del Parque como área protegida, no solo por la superficie afectada, alrededor de 17.000 ha sino por la severidad del incendio sobre la vegetación y suelos (Ministerio del Medio Ambiente 2012). Existen estudios de estimación de severidad de quema en el Parque Nacional Torres del Paine, entre los que figura Navarro *et al.* (2008) para el incendio producido en el año 2005, así como también Mattar *et al.* (2012) para el incendio de Olguín, ambos estudios utilizan el índice NBR

propuesto por Key y Benson (2006) para estimar severidad de la quema, sin embargo no establecen un trabajo de terreno, mediante el establecimiento de parcelas CBI (Key y Benson 2006), necesarias para calibrar y validar la información obtenida a través de sensores remotos. Mattar *et al.* (2012), indica que a partir del incendio forestal del sector Olguin en Torres del Paine, la estimación de severidad realizada con el índice espectral NBR, presentó el inconveniente de no incluir dentro de algún grado de severidad alrededor de 2.393 ha efectivamente afectadas por el incendio, las cuales corresponden en un 91% a coberturas de matorral y bosque abierto de baja altura. Mientras que Navarro *et al.* (2008) al evaluar la severidad de quema para el incendio forestal ocurrido dentro del Parque en el año 2005 utilizando el índice espectral NBR, establecen que la observación en terreno de signos de regeneración, tanto a nivel herbáceo como a nivel arbustivo, pudo generar una subestimación de los daños provocados por el incendio. Dentro de este contexto el objetivo del presente estudio es evaluar la severidad de la quema en el Parque Nacional Torres del Paine, en base a la metodología propuesta por Key y Benson (2006), considerando el trabajo con información proveniente de sensores remotos, calibrada y validada mediante una verdad de terreno, utilizando la técnica matemática de segmentación de la imagen y de una clasificación supervisada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El área de estudio comprende el Parque Nacional Torres del Paine, creado por Decreto Supremo N° 383 del Ministerio de Agricultura el 13 de Mayo de 1959, se ubica en la Región de Magallanes y de la Antártica Chilena al oriente de la Cordillera de los Andes entre las latitudes 50°37' y 51°18' S y comprende una superficie de 242.242 ha (figura 1). Los ecosistemas mejor representados, dentro del Parque Nacional Torres del Paine corresponden a las zonas de Desierto Andino, Glaciares y Nieves eternas, sumando más de 80.000 ha, equivalentes en su conjunto a casi el 40% de la superficie del Parque, mientras que el 22% corresponde a matorrales (50.042 ha), 19% a bosques (43.959 ha) y 11% a lagos (24.091 ha). Las precipitaciones se encuentran marcadas por un gradiente de oeste a este, en sectores cordilleranos húmedos caen cerca de 1.000 mm anuales y en valles o tierras bajas del este, las lluvias alcanzan 300 mm anuales. Localmente, hay variaciones de precipitación con la altitud por la geografía montañosa del Parque (Pisano 1974). El incendio forestal de Olguín, ocurre a fines del año 2011, cubriendo una superficie aproximada de 17.000 (Ministerio del Medio Ambiente 2012).

Mediciones en terreno. La medición del nivel de severidad de la quema en terreno, se realizó en primavera de 2013 y verano del año 2014, utilizando la encuesta denominada Composite Burn Index (CBI) (Key y Benson 2006), que considera la evaluación de los cambios producidos por el fuego, tanto en el suelo como en la vegetación existente dentro de una parcela circular de 30 metros de diámetro, entregando un índice continuo de severidad que va desde 0, sin afectar, a un valor 3, altamente afectado por el fuego. Valores individuales de CBI se obtiene para 5 niveles de material combustible: sustrato (litera, materia orgánica, suelo), vegetación hasta 1 metro, vegetación entre 1 y 5 metros, árboles de copas bajas y altas (Piccote y Robertson 2011). Si el nivel no se encuentra presente o no está representado es dejado fuera del análisis. Cada uno de estos niveles contiene de 4 a 5 factores con un valor asignable de 0 a 3, los cuales son promediados para obtener un valor CBI para cada nivel, para finalmente promediar todos los niveles y obtener el valor final de la parcela (Key y Benson 2006). La distribución de parcelas en terreno se realizó siguiendo la metodología establecida por Key y Benson (2006) que considera la elaboración de un mapa preliminar de severidad, mediante el índice espectral dNBR, utilizando la banda 4 y 7 de una imagen del sensor remoto Landsat 7, $((\text{banda4} - \text{banda7}) / (\text{banda4} + \text{banda7}))$ posterior a la ocurrencia del incendio, categorizando 5 niveles de severidad (tabla 1) y distribuyendo un total de 100 parcelas teóricas, en forma aleatoria dentro de estratos definidos por el tipo de vegetación existente previa a la ocurrencia del fuego, en las siguientes categorías, Bosque Caducifolio (BC) dado principalmente por la presencia de Lenga (*Nothofagus pumilio* Poepp. et Endl. Krasser) y Ñirre (*Nothofagus antártica* Forst. Oerst), Bosque Mixto (BM) por Coigue de Magallanes (*Nothofagus betuloides* Oberdorfer) y *Nothofagus pumilio* (Lenga), y Estepa (ES) por *Festuca gracillima* Hooker f. Escoger que valor de severidad utilizar como límite entre categorías de severidad de la quema, a partir de los valores obtenidos en terreno (CBI) es a veces subjetivo (Miller *et al.* 2009), por cuanto para efectos de este estudio se utilizaron las categorías de severidad de la quema establecidas por Miller y Thode (2007) (tabla 2). El éxito en el establecimiento de una parcela dependió entre otros factores, de la accesibilidad, condiciones atmosféricas al momento de realizar la visita a terreno y tiempo de traslado. En total se realizaron con éxito 79 parcelas CBI (figura 2). Para efectos de validación de resultados, del total de parcelas CBI (79) se seleccionaron en forma aleatoria 16 de ellas, considerando incluir cada formación vegetal definida (bosque mixto, caducifolio y estepa) y nivel de severidad de la quema (No alterado, Baja, Moderada y Alta), estas parcelas no fueron utilizadas, tanto en el ajuste de regresión como en la clasificación supervisada, realizada con posterioridad.

Sensor remoto e imágenes satelitales. La metodología propuesta por Key y Benson (2006) está diseñada para el uso del sensor Landsat, tanto en el trabajo con imágenes de satélite, como en la obtención de información de terreno, este sensor remoto ha sido ampliamente utilizado en la evaluación de áreas quemadas, dada su resolución moderada alta (30 m) y su frecuencia de captura (16 días). Para este estudio se descargaron y evaluaron más de 20 imágenes satelitales Landsat, desde el sitio web <http://glovis.usgs.gov>, considerando la ubicación del incendio forestal en el parque y según la partición 230/96 (path/row), se consideró la cercanía a la fecha del incendio (antes de ocurrido) y a la fecha de muestreo (después de ocurrido), seleccionando aquellas imágenes con un menor porcentaje de nubes y un mayor ángulo de elevación solar, dado que Verbyla *et al.* (2008) demostró que un bajo ángulo solar cenital en Alaska, exacerbó el impacto de la topografía en firmas espectrales de áreas quemadas y no quemadas. Las imagen seleccionada antes del incendio correspondió a la obtenida por el sensor Landsat 5 TM de fecha 09 de noviembre de 2010, mientras que después de ocurrido el incendio y cercana a la fecha de muestreo, se seleccionó la imagen del sensor Landsat 8, obtenida en diciembre del año 2013, no fue considerado el sensor Landsat 7 dado que presenta una falla a partir del año 2003 generando zonas sin información dentro de la imagen. Estas imágenes fueron calibradas radiométricamente transformando valores de número digital (DN) a radiancia y luego a reflectancia al tope de la atmosfera, considerando una corrección por ángulo de elevación solar. Que para el caso de Landsat 5 fueron realizados mediante procedimientos propuestos por Chander y Markham (2003), lo que permite establecer una base de comparación entre imágenes adquiridas en diferentes fechas y/o sensores (Chander y Markham 2003). Para el caso de Landsat 8 se consideraron los parámetros establecidos por el Servicio de Geología de Estados Unidos de Norteamérica (USGS). El diagrama que resume la metodología utilizada en este estudio se presenta en la figura 3.

Índices espectrales. Dentro de los índices espectrales utilizados en estudios de severidad de la quema, De Santis y Chuvieco (2007) indican que Normalized Burn Ratio (NBR) propuesto por Key y Benson (2002) es el más efectivo, y dado que la severidad de la quema depende de condiciones de la vegetación antes del incendio, los mismos autores proponen el uso de una diferencia temporal, entre un NBR antes y después del incendio (dNBR). Por otra parte Miller y Thode (2007) proponen un índice relativo de dNBR (RdNBR), el cual adicionando la raíz cuadrada permite un mejor ajuste con los valores de campo, principalmente en aquellas zonas

con escasa vegetación. El total de índices y bandas espectrales por separado utilizados, se indica a continuación.

$$\text{NBR} = (\text{B4} - \text{B7}) / (\text{B4} + \text{B7}), \text{ para el sensor Landsat 5 TM} \quad [1]$$

$$\text{NBR} = (\text{B5} - \text{B7}) / (\text{B5} + \text{B7}), \text{ para el sensor Landsat 8} \quad [2]$$

$$\text{dNBR} = \text{NBR pre incendio} - \text{NBR post incendio} \quad [3]$$

$$\text{NDVI} = (\text{B4} - \text{B3}) / (\text{B4} + \text{B3}), \text{ para el sensor Landsat 5 TM} \quad [4]$$

$$\text{NDVI} = (\text{B5} - \text{B4}) / (\text{B5} + \text{B4}), \text{ para el sensor Landsat 8} \quad [5]$$

$$\text{dNDVI} = \text{NDVI pre incendio} - \text{NDVI post incendio} \quad [6]$$

$$\text{RdNBR} = \text{dNBR} / \sqrt{\text{ABS}(\text{NBR pre incendio})/1000} \quad [7]$$

$$\text{Banda 4 para el sensor Landsat 8} \quad [8]$$

$$\text{Banda 5 para el sensor Landsat 8} \quad [9]$$

$$\text{Banda 7 para el sensor Landsat 8} \quad [10]$$

Análisis de la relación entre los valores de terreno y del sensor remoto. Con el fin de analizar la relación entre los valores de terreno (parcelas CBI) y los obtenidos por el sensor remoto (bandas e índices espectrales), se realizaron análisis de regresión, considerando el valor de cada parcela CBI y el valor promedio (figura 4) obtenido para cada banda o índice espectral, a partir de una ventana de 3x3 píxeles establecida para la ubicación de cada parcela (Key y Benson 2006).

El algoritmo utilizado para modelar la relación entre los datos de terreno y del sensor, correspondió a un polinomio cúbico [11], ya que ha demostrado ser simple y adecuado al momento de comparar diferentes incendios (Zhu *et al.* 2006). Los valores de parcelas CBI fueron considerados como variable dependiente (y), y los valores obtenidos de banda o índice espectral

como variable independiente (x), a fin de predecir la severidad de la quema en terreno a partir de los datos entregados por el sensor remoto (Zhu *et al.* 2006).

$$f = y_0 + a * x + b * x^2 + c * x^3 \quad [11]$$

Para establecer que índice o imagen espectral presenta un mejor ajuste con los datos de terreno se utilizó el coeficiente de determinación (R²), que nos entrega una medida de la calidad del modelo para replicar los resultados, indicando el porcentaje de variabilidad de los datos que es explicada por el modelo, y el error estándar de estimación (EEE), el cual mide la dispersión de los valores observados alrededor de la línea de regresión.

Calibración de la información de sensores remotos. Para calibrar la información obtenida a partir de sensores remotos, se utilizó la clasificación digital de imágenes (clasificación supervisada), considerando la verdad de terreno (parcelas CBI) y los índices espectrales dNBR y RdNBR, dado que presentan un ajuste de regresión adecuado, de acuerdo a los parámetros de significancia del modelo, coeficiente de determinación (R²) y Error Estandar de Estimación (EEE). Al mismo tiempo que son de frecuente utilización en estudios de severidad de la quema. Con los índices espectrales seleccionados, se realizó una clasificación supervisada de la imagen, para lo cual se generaron áreas de entrenamiento (ROI), en base a la ubicación de cada parcela CBI y su categorización de severidad de la quema (No alterado, Baja, Moderada y Alta). Para la selección de los píxeles del área de entrenamiento y de acuerdo a lo establecido por Key y Benson (2006), para cada parcela CBI se utilizó una correspondiente ventana de 3x3 píxeles dentro de la imagen. Adicionalmente, se realizó también la selección de los píxeles de entrenamiento en base a una segmentación de la imagen, técnica que crea imágenes-objetos que representan entidades significativas (por ejemplo, techos o parches de vegetación) agrupando los píxeles adyacentes con características similares (Cleve *et al.* 2008). El método de segmentación utilizado fue la extracción de un superpíxel (SLIC) basado en una versión local de K-means (Achanta *et al.* 2012), que considera la descomposición de una imagen en regiones visualmente homogéneas, utilizando como parámetros de entrada la definición del tamaño nominal de una región (superpíxel) y cuan regular espacialmente se considera esta región. En este estudio se utilizó un mínimo de regularidad espacial y un tamaño nominal de superpíxel de 9 y 16, dado que ventanas de mayor tamaño presentaron el inconveniente de contener más de una categoría de severidad de la quema.

El uso de la segmentación de la imagen, permitió disponer de un mayor número de píxeles al momento de obtener el área de entrenamiento, a diferencia de la ventana de 3x3 píxeles en donde existe un número fijo de 9 píxeles para cada parcela CBI generada (figura 5). La clasificación supervisada se realizó utilizando el algoritmo de máxima verosimilitud, y considerando un umbral de clasificación de cada píxel de un 85%.

Validación de los resultados. La validación de los resultados obtenidos se realizó mediante la generación de matrices de confusión, con las que se obtuvo la fiabilidad global de la clasificación, representando la relación entre los píxeles correctamente asignados y el total considerado (Chuvieco 2006), y que permite establecer la exactitud conseguida para cada una de las clases utilizadas y los principales conflictos entre ellas, también se calculó el estadístico Kappa, el cual permite medir la diferencia entre el acuerdo mapa-realidad observado y el que se podría esperar simplemente por azar (Lillesand y Kiefer 1994). Finalmente se generó un análisis de separabilidad entre clases de severidad de la quema, procedimiento que entrega criterios cuantitativos, adicionales a los procedimientos gráficos, para evaluar la posibilidad de discriminación entre clases (Quintano *et al.* 2011). En este estudio se utiliza la distancia de Jeffries-Matusita, la cual se encuentra entre los métodos más utilizados para este tipo de análisis (Chuvieco y Huete 2009). Se considera una baja separabilidad cuando los valores son inferiores a 1, llegando a una máxima separabilidad al registrar valores superiores a 1,9 (Castillejo-Gonzalez *et al.* 2010).

RESULTADOS

Relación entre valores de severidad de la quema en terreno y a partir de sensor remoto. El resumen del análisis de regresión polinomial entre los valores registrados en terreno (parcelas CBI) y los obtenidos por el sensor remoto, se presentan en cuadro 3. A partir de los resultados obtenidos, se pudo observar que el modelo de regresión polinomial fue altamente significativo para los valores de CBI y de la mayoría de las bandas e índices espectrales evaluados (valor $P < 0,0001$). Al utilizar los índices espectrales RdNBR ($R^2 = 0,643$) y dNBR ($R^2 = 0,639$) se obtienen los valores más altos para el coeficiente de determinación, y a su vez los menores valores en el error estándar de estimación (EEE). El análisis de regresión utilizando la banda 5 del sensor Landsat 8, correspondiente a infrarrojo cercano, presenta un mejor ajuste (R^2) con los

valores CBI, que al usar los índices espectrales NBR y NDVI, y registra también un menor valor de error estándar de estimación.

Calibración y validación de los valores de severidad de la quema. En el cuadro 4 se presenta un resumen de la clasificación digital considerando el índice espectral, tipo de sensor remoto y forma de obtener el área de entrenamiento (ventana 3x3 píxeles, tamaño nominal de superpíxel), incluyendo para cada uno de los casos generados valores de separabilidad, entre los rangos de severidad de la quema y en base a las distancias establecidas por Jeffries-Matusita, el cálculo de índice Kappa, y a partir de la generación de matrices de confusión, se presenta la fiabilidad global de la clasificación (FG) considerando también un intervalo de confianza calculado para un 95% de probabilidad. Para ambos índices espectrales la clasificación supervisada sobre la imagen compuesta antes y después de ocurrido el incendio (Landsat 5 + 8), presenta los mejores valores tanto para la fiabilidad global, índice kappa como para la separabilidad entre clases de severidad de la quema (cuadro 4).

Análisis de separabilidad. Para el caso del índice dNBR, tanto para la clasificación de la imagen antes y después de ocurrido el incendio presenta valores de separabilidad inferiores a 1, lo cual se considera como baja separabilidad, mientras que los valores más altos de separabilidad se presentan al clasificar la imagen compuesta antes y después del incendio, alcanzando la mayor separabilidad (1,4857) al segmentar la imagen con un tamaño de superpíxel de 16. El índice espectral RdNBR también presenta bajos valores de separabilidad al clasificar la imagen antes y después de ocurrido el incendio, dado que estos valores son menores a 1, mientras que los mayores valores se alcanzan al clasificar la imagen compuesta antes y después de ocurrido el incendio. El valor más alto de separabilidad (1,5566) se alcanza al considerar una segmentación de la imagen en tamaño de superpíxel de 9.

Segmentación de la imagen. La segmentación de la imagen, en ambos índices espectrales, suponen una mejora en la estimación de severidad de la quema, con respecto al uso de una ventana de 3x3 píxeles, dado que presentan los valores más altos tanto en separabilidad de clases de severidad, como en fiabilidad global e índice kappa (cuadro 4). Se puede observar que existe una diferenciación de resultados al clasificar los índices espectrales y variar el tamaño del superpíxel entre 9 y 16. La estimación de severidad de la quema utilizando el índice espectral dNBR mejora con la segmentación de la imagen en tamaño 16, presentando el valor más alto de

fiabilidad global (65,15%) e índice kappa (0,53), este último indica que la clasificación fue superior en un 53% a una realizada al azar. Para el caso de la separabilidad entre clases de severidad de la quema, el valor más alto se presenta al segmentar la imagen en tamaño 9, lo que indica que cuantitativamente se mejora la discriminación entre clases. El índice espectral RdNBR presenta una mejor estimación de severidad de la quema al considerar una segmentación de la imagen en tamaño 9 dado que presenta los valores más altos de fiabilidad global (61,32) e índice kappa (0,4788) este último indica que esta clasificación fue un 47% superior a una realizada al azar. En los cuadros 5 y 6 se presenta la matriz de confusión para el índice dNBR y RdNBR considerando los valores más altos de fiabilidad global registrados en el cuadro 4.

Al observar la matriz de confusión para el índice dNBR (cuadro 5), se puede indicar que los errores por comisión son altos para las categorías alta, moderada y baja, mientras que para el caso de los errores por omisión se presentan valores altos en las categorías alta, moderada y nula, estos valores implican un grado de confusión al momento de distinguir entre categorías de severidad. La categoría nula presenta un alto valor tanto en la fiabilidad del usuario como del productor lo que la hace distinguible entre las categorías de severidad de la quema. La matriz de confusión para el índice RdNBR (cuadro 6), presenta valores altos de fiabilidad tanto del usuario como del productor para las categorías baja y nula. Los errores por comisión son altos para las categorías alta, mientras que los errores por omisión son altos para la categoría moderada y baja, mientras que para el caso de los errores por omisión se presentan valores altos en las categorías alta y moderada. Las imágenes en falso color del área afectada por el incendio, antes y después de ocurrido, nos permite distinguir las zonas en donde se produce un cambio en la cobertura vegetal debido a este efecto, situación que se presenta en valores continuos para la representación de los índices espectrales dNBR y RdNBR. Al considerar las clasificaciones supervisadas de ambos índices se observan diferencias entre la cobertura de categorías de severidad de la quema (figura 6).

DISCUSIÓN

En estudios de severidad de la quema se utiliza gran variedad de índices espectrales, algunos de los cuales son recomendados para una u otra zona específica por recoger ciertas características propias de la vegetación, que los hace ser más efectivos al momento de evaluar un área afectada por el fuego. Dada la ocurrencia del incendio en el Parque Nacional Torres del Paine a fines de la temporada 2011, se evaluó un conjunto de bandas e índices espectrales, a fin de estudiar la

relación de estos, con las condiciones post incendio, que se presentan en el Parque, y también aplicar una metodología para obtener la severidad de la quema, principalmente utilizando información proveniente de una campaña de terreno, que permitiera calibrar y validar la información entregada por sensores remotos. Debido principalmente a restricciones de recursos, tiempo y accesibilidad, se lograron establecer 79 parcelas de un total teórico de 100. Con los resultados obtenidos se puede indicar que los índices dNBR y RdNBR se relacionan de mejor manera con los valores de severidad de la quema obtenidos en terreno. La segmentación como herramienta de trabajo fue un buen aporte a la metodología establecida por Key y Benson (2006), ya que mejoró los resultados obtenidos por el clasificador, aumentando la fiabilidad global, la separabilidad entre clases de severidad de la quema y el índice kappa, debido en parte, a que permite una selección de píxeles de entrenamiento mucho mayor que la ventana de 3x3 píxeles, normalmente utilizada (figura 5).

Reflectancia zona afectada. El comportamiento de la reflectividad, considerando los valores que se obtienen con posterioridad a la ocurrencia del incendio, a partir de las bandas espectrales que se utilizaron para la obtención de los índices dNBR y RdNBR, esto es la banda 5 y 7 del sensor landsat 8, es similar al observado por Escuin y Navarro (2002), quienes indican un descenso de estos valores dentro de la banda del infrarrojo cercano (banda 5), en aquellos lugares afectados mayormente por el fuego, con respecto a los que no fueron afectados, situación que se presentó en forma inversa a lo observado en el caso de la banda 7 (figura 7).

Evaluación de diferentes rangos de severidad de la quema. Dado que existen diferentes categorías de severidad de la quema utilizados en análisis de incendios, se evaluó la inclusión de 2 categorías adicionales, con las cuales se realizó nuevamente una asignación de los valores CBI de terreno, de acuerdo a los nuevos rangos, para luego volver a realizar una clasificación supervisada de los índices espectrales seleccionados considerando la imagen compuesta antes y después de ocurrido el incendio. En este caso se consideró las categorías de severidad de la quema establecidas por Piccotte (2011), que presentan un número mayor de categorías, y las establecidas por Miller *et al.* (2009) que consideran un número menor de categorías, a los ya utilizados y pertenecientes a Miller y Thode (2007) (cuadro 7). En el cuadro 8 se presentan los valores que resumen las clasificaciones supervisadas realizadas, considerando el índice espectral, tipo de ventana utilizado sobre el índice espectral, valores de separabilidad (SMED, SMIN), entre los rangos de severidad de la quema, índice Kappa y a partir de la generación de matrices de

confusión, se presenta la fiabilidad global de la clasificación (FG) considerando también un intervalo de confianza calculado para un 95% de probabilidad.

Categoría de severidad. Del total de clasificaciones supervisadas realizadas, el valor más alto en fiabilidad global (73,38), como en índice kappa (0,5809) se obtiene al utilizar las categorías de severidad de la quema propuestas por Miller *et al.* (2009), el índice espectral dNBR y una segmentación de la imagen con un tamaño de superpixel de 16. Mientras que para el caso de la separabilidad media entre clases, el mayor valor se obtiene con las categorías de severidad de la quema propuestas por Miller y Thode (2007) índice espectral RdNBR y segmentación de la imagen con tamaño de superpixel de 9. Las categorías propuestas por Miller y Thode (2007), en ambos índices espectrales presenta los mejores resultados de separabilidad, fiabilidad global e índice kappa, al utilizar tanto una ventana de 3x3 píxeles como al segmentar la imagen con un tamaño de superpixel de 9. Al comparar ambos índices espectrales y las diferentes formas de obtener áreas de entrenamiento, se puede observar que la separabilidad media entre clases, fue siempre mayor al utilizar categorías de Miller y Thode (2007). Tanto en el análisis de separabilidad entre clases como en fiabilidad global, los menores valores se presentan al utilizar las categorías propuestas por Picotte (2011), para ambos índices espectrales. Para el caso del índice dNBR al utilizar los rangos establecidos por Miller *et al.* (2009) se alcanza mayores valores de fiabilidad global de la clasificación (73,38) y se obtiene un mayor valor de índice kappa (58,09%), mientras que se puede observar que el análisis de separabilidad entre clases no mejora al incluir estas categorías de severidad de la quema, dado que el mayor valor se presenta para las categorías establecidas por Miller y Thode (2007). Al considerar el índice RdNBR no se observa una mejora al evaluar los diferentes rangos de severidad, y así las categorías establecidas por Miller y Thode (2007) continúan siendo para todos estos análisis las que entregan un mejor resultado.

Vegetación afectada por el fuego. Para cuantificar el impacto del fuego sobre la vegetación en la figura 8 se presenta la superficie por tipo de vegetación definida para este estudio, Bosque Caducifolio (BC), Bosque Mixto (BM) y Estepa (ES), y categorías de severidad de la quema establecidas por Miller y Thode (2007). Para el total de Bosque Caducifolio afectado por el fuego, un 20% fue categorizado en severidad alta (291 ha), según el índice espectral (dNBR), mientras que un 13% lo hizo el índice RdNBR en esta categoría (181 ha). Al considerar la suma de las categorías de severidad alta y moderada, ambos índices espectrales entregan valores

similares en porcentaje, esto es dNBR (67%) y RdNBR (66%). Para el Bosque Mixto, aunque la superficie que entrega el índice dNBR (99 ha) en categoría de severidad alta, es mayor al que entrega el índice RdNBR (74 ha), al considerar estos valores en porcentaje se obtienen valores similares, y cercanos a un 20%. Si se considera la suma de las categorías de severidad de la quema alta y moderada, el índice dNBR alcanza un 53% de la superficie total con 154 ha, mientras que el índice RdNBR un 72%, con una superficie de 106 ha. Del total de superficie en categoría de Estepa, afectada por el fuego, se puede observar que el índice espectral dNBR indica que 81 ha se encuentran dentro de la categoría de severidad Alta, mientras que la utilizar el índice RdNBR se alcanza las 98 ha, al considerar valores de porcentaje ambos índices indican un 1% de la superficie afectada en esta categoría. A diferencia de las categorías vegetacionales anteriores, la Estepa presenta una gran superficie categorizada dentro de severidad Moderada, que al unirla con la categoría Alta alcanza un total de 1.685 ha, en el caso del índice dNBR, mientras que al utilizar el índice RdNBR se registra una superficie de 1.770 ha. Al considerar porcentaje, ambos índices entregan valores similares y cercanos a un 17%. Es importante conducir nuevos estudios tendientes a mejorar la relación entre los valores de terreno y de sensores remotos, que permitan entender de mejor manera los efectos del fuego sobre el paisaje, a fin de apoyar actividades de restauración ecológica.

CONCLUSIÓN

La obtención de valores de severidad de la quema a partir de parcelas de terreno permitió calibrar y validar la información proveniente de sensores remotos. Los índices espectrales dNBR y RdNBR se relacionan de mejor manera, que otros índices y bandas espectrales evaluados en este estudio, con los valores de severidad de la quema obtenidos en terreno. La segmentación de la imagen, como herramienta de trabajo, fue un buen aporte a la metodología establecida por Key y Benson (2006), ya que mejoró los resultados obtenidos en la clasificación supervisada, aumentando la fiabilidad global, la separabilidad entre clases de severidad de la quema y el índice kappa.

REFERENCIAS

- Achanta R, A Shaji, K Smith, A Lucchi, P Fua, S Süssstrunk. (2012). SLIC superpixels compared to state-of-the-art superpixel methods. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 34(1), 2274–2281. doi:10.1109/TPAMI.2012.120
- Ambiente MDM. 2012. Plan de Restauración ecológica Parque Nacional Torres del Paine. 50p.
- Ambrossia V, S Buechel, J Brass, J Peterson, R Davies, R Kane, S Spain. 1998. An integration of remote sensing, GIS and information distribution for wildfire detection and management. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 64: (977-985).
- Bobbe T, MV Finco, B Quayle, K Lannom, R Sohlberg, A Parsons. 2001. Field Measurements for the Training and Validation of Burn Severity Maps from Spaceborne, Remotely Sensed Imagery, USDA Forest Service. Salt Lake City, Utah: Remote Sensing Applications Center.
- Bond Wj, Bw Van Wilgen. 1996. Fire and plants. Population and Community Biology Series 14. London, UK: Chapman & Hall.
- Brewer CK, JC Winne, RL Redmond, DW Opitz, MV Mangrich. 2005. Classifying and mapping wildfire severity: a comparison of methods. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 71(11), 1311–1320.
- Castillejo González IL, JM Medina Guerrero, A García Ferrer Porras, FJ Mesas Carrascosa, M Sánchez de la Orden. 2010. Utilización de imágenes de satélite de alta resolución espacial en la determinación de la fracción de cabida cubierta en sistemas adhesionados. Sevilla. Pp. 62-71.
- Cerdà A, T Lasanta. 2005. Long-term erosional responses after fire in the Central Spanish Pyrenees: Water and sediment yield. *Catena*, 60: 59-80.
- Chappell CB, JK Agee. 1996. Fire severity and tree seedling establishment in *Abies magnifica* forests, Southern Cascades, Oregon. *Ecological Applications*, 6, 628–640.
- Chuvieco E. 2006. Teledetección Ambiental 3ª Edición, Ariel Ciencia. 585 p.
- Chuvieco E, A Huete. 2009. Fundamentals of Satellite Remote Sensing. CRC press. Boca Raton (USA), 2010, ISBN: 978-0-415-31084-0.
- Chuvieco E, ES Kasischke. 2007. Remote sensing information for fire management and fire effects assessment. *Journal of Geophysical Research*, 112(G1), G01S90. doi:10.1029/2006JG000230
- Cleve C, M Kelly, FR Kearns, M Moritz. 2008. Classification of the wildland–urban interface: A comparison of pixel- and object-based classifications using high-resolution aerial

- photography. *Computers, Environment and Urban Systems*, 32(4), 317–326. doi:10.1016/j.compenvurbsys.2007.10.001.
- Cocke AE, PZ Fule, JE Crouse. 2005. Comparison of burn severity assessments using Differenced Normalized Burn Ratio and ground data. *International Journal of Wildland Fire*, 14, 189–198.
- CONAF. 1996. Plan de Manejo Parque Nacional Torres del Paine 1996-2005. Documento de trabajo N° 286. República de Chile. Ministerio de Agricultura. Corporación Nacional Forestal. Gerencia de Operaciones 211 págs.
- De Santis A, E Chuvieco. 2007. Burn severity estimation from remotely sensed data: Performance of simulation versus empirical models. *Remote Sensing of Environment*, 108(4), 422–435. doi:10.1016/j.rse.2006.11.022
- De Santis A, E Chuvieco. 2009. GeoCBI: A modified version of the Composite Burn Index for the initial assessment of the short-term burn severity from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 113(3), 554–562. doi:10.1016/j.rse.2008.10.011
- DeBano LF, DG Neary, PF Ffolliott. 1998. *Fire's effects on ecosystems*. New York: John Wiley and Sons, Inc. 333 pp.
- Díaz-Delgado R, X Pons, F Lloret. 2001. Fire severity effects on vegetation recovery after fire. The Bigues i Riells wildfire case study. In E. Chuvieco & M. P. Martín (Eds.), 3rd International Workshop on Remote sensing and GIS applications to Forest Fire Management. New methods and sensors (pp. 152–155). Paris: EARSeL.
- Di Castri F, E Hajek. 1976. *Bioclimatología de Chile*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. 128 pp.
- Elvidge CD. 1990. Visible and near infrared reflectance characteristics of dry plant materials. *International journal of Remote Sensing*, 11(10), 1775–1795.
- Epting J, DL Verbyla, B Sorbel. 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.
- Escuin S, PFRM Navarro. 2002. Aplicación de escenas Landsat a la asignación de grados de afectación producidos por incendios forestales, 77–87.
- Flannigan MD, KA Logan, BD Amiro, WR Skinner, BJ Stocks. 2005. Future area burned in Canada. *Climatic Change*, 72,1–16.
- French NHF, ES Kasischke, RJ Hall, KA Murphy, DL Verbyla, EE Hoy, et al. 2008. Using Landsat data to assess fire and burn severity in the North American boreal forest region: an

- overview and summary of results. *International Journal of Wildland Fire*, 17(4), 443–462. <http://dx.doi.org/10.1071/WF08007>.
- Fried JS, MS Torn, E Mills. 2004. The impact of climate change on wildfire severity: a regional forecast for northern California. *Climatic Change* 64: 169–91.
- Gill AM, Catling. 2002. Fire regimes and biodiversity of forested landscapes in southern Australia. In: Gill, A. M., Groves, R. H. & Noble, I. R. (eds.) *Fire and the Australian Biota*. Canberra: Australian Academy of Science.
- Goldamer Gg. 1991. Tropical wild land-fires and global changes: prehistoric evidence, present fire regimes and future trends. En: Levine JS (Ed.) *Global biomass burning: Atmospheric, climatic and biospheric implications*. The MIT press, USA, pp: 83-91.
- González-Pérez Ja, FJ González-Vila, G Almendros, H Knicker. 2004. The effect of fire on soil organic matter--a review. *Environment international*, 30(6), 855–70. doi:10.1016/j.envint.2004.02.003
- Hoy EE, NHF French, MR Turetsky, SN Trigg, ES Kasischke 2008. Evaluating the potential of Landsat TM/ETM + imagery for assessing fire severity in Alaskan black spruce forests. *International Journal of Wildland Fire*, 17, 500–514.
- Imeson AC, JM Verstraten, EJ Vanmulligen, J Sevink. 1992. The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean burnt forest (Spain). *Catena*, 19: 345-362.
- Jain TB, RT Graham. 2004. Is forest structure related to fire severity? Yes, no, and maybe: Methods and insights in quantifying the answer. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P 34* (pp. 217?234).
- Key CH, NC Benson. 2006. *Landscape Assessment (LA) Sampling and Analysis Methods*.
- Koutsias N, M Karteris, A Fernández-Palacios, C Navarro, J Jurado, RM Navarro, A Lobo. 1999. Burnt land mapping at local scale. In Chuvieco E. (Ed.) *Remote Sensing of Large Wildfires*. Pp. 158-210.
- Kitzberger T, Tt Veblen, R Villalba. 1997. Climatic influences on fire regimes along a rainforest-to-xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Biogeography* 24: 35–47.
- Lanorte A, M Danese, R Lasaponara, B Murgante. 2013. Multiscale mapping of burn area and severity using multisensor satellite data and spatial autocorrelation analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 20, 42–51. doi:10.1016/j.jag.2011.09.005

- Lewis SA, JQ Wu, PR Robichaud. 2006. Assessing burn severity and comparing soil water repellency, Hayman fire, Colorado. *Hydrological Processes*, 20,1–16.
- Lillesand TR, RW Kiefer. 1994. *Remote sensing and image interpretation*. 3rd ed. New York, John Wiley and Sons. 750 p.
- Loboda TV, NHF French, C Hight-Harf, L Jenkins, ME Miller. 2013. Mapping fire extent and burn severity in Alaskan tussock tundra: An analysis of the spectral response of tundra vegetation to wildland fire. *Remote Sensing of Environment*, 134, 194–209. doi:10.1016/j.rse.2013.03.003.
- Martin MP, P Ceccato, S Flasse, I Downey. 1999. Fire detection and fire growth monitoring using satellite data. In E. Chuvieco (Ed.), *Remote sensing of large wildfires* (pp. 101 – 122). Berlin: SpringerVerlag.
- Miller HJ, SR Yool. 2002. Mapping forest post-fire canopy consumption in several overstory types using multi-temporal Landsat TM and ETM data. *Remote Sensing of Environment*, 82, 481–496.
- Miller JD, AE 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(1), 66–80. doi:10.1016/j.rse.2006.12.006
- Mora A. 2006. Propuesta para el Desarrollo Sustentable del Parque Nacional Torres del Paine, en la Estancia Cerro Paine. Universidad de Chile, Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Departamento de Geografía.
- Moreno JM, WC Oechel. 1989. A simple method for estimating fire intensity after a burn in California chaparral. *Oecol. Plant.* 10: 57–68.
- Murphy KA, JH Reynolds, JM Koltun. 2008. Evaluating the ability of the differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) to predict ecologically significant burn severity in Alaskan boreal forests. *International Journal of Wildland Fire*, 17, 490–499.
- Nagahama Y, K Suzuki. 2007. The influence of forest fires on CO, HCN, C₂H₆, and C₂H₂ over northern Japan measured by infrared solar spectroscopy. *Atmospheric Environment*, 41,9570–9579.
- Navarro Mezquita, C. 1991. Uso de las imágenes LANDSAT-TM en un sistema de evaluación de daños causados por incendios forestales. IV Reunión Científica de la Asociación Española de Teledetección. Sevilla.

- Navarro R, C Navarro, FJ Salas, MP Gonzales, P Fernandez. 1997. Estudio de la regeneración postincendio: aplicación de imágenes Landsat-TM a su caracterización y seguimiento. II Congreso Forestal Nacional. Tomo V : (319-324).
- Nitschke CR, JL Innes. 2012. Potential effect of climate change on observed fire regimes in the Cordilleran forests of South-Central Interior, British Columbia. *Climatic Change*, 116(3-4), 579–591. doi:10.1007/s10584-012-0522-5.
- Norton J, N Glenn, M Germino, K Weber, S Seefeldt. 2009. Relative suitability of indices derived from Landsat ETM+ and SPOT 5 for detecting fire severity in sagebrush steppe. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 11(5), 360–367. doi:10.1016/j.jag.2009.06.005.
- Patterson MW, SR Yool. 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 JG, JE Keeley. 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. *Bioscience*, 59, 593-601.
- Picotte J, K Robertson. 2011. Validation of remote sensing of burn severity in south-eastern US ecosystems. *International Journal of Wildland Fire*, 20, 453–464.
- Pérez B, J Moreno. 1998. Methods for quantifying fire severity in shrubland-fires. *Plant Ecology*, 139,91–101.
- Pereira J, E Chuvieco, A Beaudoin, N Desbois. 1997. Remote Sensing of burned areas. In Chuvieco E. (Ed.) *A review of remote sensing methods for the study of large wildland fires*. Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, pp 127-183.
- Pisano E. 1974. Estudio ecológico de la región continental sur de área andino patagónica. II. Contribución a la fitogeografía de la zona del Parque Nacional “Torres del Paine”. *Anales Instituto de la Patagonia* 1 y 2: 59-104.
- Puritch GS. 1981. Nonvisual remote sensing of trees affected by stress: A review. Victoria: Canadian Forestry Service Forestry Technical Report BC-X-30.
- Quintano C, A Fernández-Manso, A Stein, W Bijker. 2011. Estimation of area burned by forest fires in Mediterranean countries: A remote sensing data mining perspective. *Forest Ecology and Management*, 262(8), 1597–1607. doi:10.1016/j.foreco.2011.07.010
- Riaño D, E Chuvieco, J Salas, A Palacios-Orueta, A Bastarrica. 2002. Generation of fuel type maps from Landsat TM images and ancillary data in Mediterranean ecosystems, *Can. J. For. Res.*, 32(8), 1301–1315.

- Rogan, J, SR Yool. 2001. Mapping fire-induced vegetation depletion in the Peloncillo Mountains, Arizona and New Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 22, 3101–3121.
- Shlisky A, J Waugh, P González, M González, M Manta, H Santoso, E Alvarado, A Ainuddin Nuruddin, DA Rodríguez-Trejo, R Swaty, D Schmidt, M Kaufmann, R Myers, A Alencar, F Kearns, D Johnson, J Smith, D Zollner, W Fulks. 2007. Fire, ecosystems and people: threats and strategies for global biodiversity conservation. GFI Technical Report. The Nature Conservancy.
- Soverel NO, DDB Perrakis, NC Coops. 2010. Estimating burn severity from Landsat dNBR and RdNBR indices across western Canada. *Remote Sensing of Environment*, 114(9), 1896–1909. doi:10.1016/j.rse.2010.03.013
- Turner MG, WW Hargrove, RH Gardner, WH Romme. 1994. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone-National-Park, Wyoming. *Journal of Vegetation Science*, 5, 731–742.
- Vallejo R, A Valdecantos. 2006. Incendios forestales. [en línea]. LUCINDA. http://geografia.fcsh.unl.pt/lucinda/booklets/B2_Booklet_Final_ES.pdf [Consulta: 28 de Junio 2013].
- vanWagtendonk JW, RR Root, CH Key. 2004. Comparison of AVIRIS and Landsat ETM+ detection capabilities for burn severity. *Remote Sensing of Environment*, 92(3), 397–408.
- Verbyla DL, ES Kasischke, EE Hoy. 2008. Seasonal and topographic effect on estimating fire severity from Landsat TM/ETM + data. *International Journal of Wildland Fire*, 17, 527–534.
- Wang GG. 2002. Fire severity in relation to canopy composition within burned boreal mixwood stands. *Forest Ecology and Management*, 163, 85–92.
- Weber MG, BJ Stocks. 1998. Forest fires and sustainability in the boreal forests of Canada. *Ambio*, 27, 545-550.
- Wells CG, RE Campbell. 1979. Effects of fire on soil: A state-of- knowledge review. Forest service national fire effects workshop Forest service, Denver, CO: US Department of Agriculture.
- Zhu Z, S Falls, C Key, GF Station, W Glacier, D Ohlen. 2006. Final Report to the Joint Fire Science Program. Evaluate Sensitivities of Burn-Severity Mapping Algorithms for Different Ecosystems, 1–35.

CUADROS

Cuadro 1. Niveles de severidad, rangos de índice espectral dNBR y categoría de severidad de la quema, utilizado en la evaluación preliminar del incendio ocurrido en el Parque Nacional Torres del Paine a fines de la temporada 2011.

Nivel de Severidad	Rango dNBR	Categoría Severidad
1	-500 – +99	No quemado
2	+100 – +269	Baja
3	+270 – +439	Moderada - Baja
4	+440 – +659	Moderada – Alta
5	+660 - +	Alta

Cuadro 2. Categorías de severidad de la quema y rangos de CBI utilizados en la evaluación de incendio ocurrido en el Parque Nacional Torres del Paine a fines de la temporada 2011.

Autor	Categoría Severidad de la quema	Rango CBI
Miller & Thode (2007)	No quemado	0 – 0,1
	Baja	0,1 – 1,24
	Moderada	1,25 – 2,24
	Alta	2,25 - 3

Cuadro 3. Resumen del análisis de regresión polinomial entre valores promedio de la ventana de 3x3 pixeles de cada imagen, y el valor de terreno (parcela CBI) medido para el incendio ocurrido en el Parque Nacional Torres del Paine (2011).

Imagen	R²	EEE	P
RdNBR	0,6438	0,4697	<0,0001
dNBR	0,6397	0,4724	<0,0001
dNDVI	0,5432	0,5318	<0,0001
L8 - Banda 5	0,3809	0,6192	<0,0001
NDVI previo	0,3445	0,6371	<0,0001
NBR previo	0,3385	0,6400	<0,0001
L8 - Banda 4	0,3339	0,6422	<0,0001
NBR posterior	0,3190	0,6494	<0,0001
NDVI posterior	0,2429	0,6847	0,0009
L8 - Banda 7	0,0872	0,7518	0,1429

EEE: Error estándar de estimación.

Cuadro 4. Resumen de clasificaciones supervisadas realizadas, considerando índice espectral, tipo de imagen del sensor Landsat y área de entrenamiento utilizada. Se entregan valores de Separabilidad Media (SMED) y Mínima (SMIN), Índice Kappa (Kappa), Fiabilidad Global (FG), límite inferior (LIIC) y superior (LSIC) de intervalo de confianza ($\alpha=95\%$) para cada clasificación supervisada realizada.

Imagen	Área de Entrenamiento	SMED	SMIN	<i>Kappa</i>	FG	LIIC	LSIC
<i>Índice dNBR</i>							
Landsat 5	3x3	0,7350	0,3414	0,0488	26,38	19,19	33,59
	Segmentación 09	0,6946	0,2415	0,1533	30,56	27,32	33,82
	Segmentación 16	0,7088	0,4015	0,2079	38,63	36,17	41,09
Landsat 8	3x3	0,6381	0,1495	0,1665	32,63	24,98	40,30
	Segmentación 09	0,7069	0,1601	0,2385	38,34	34,91	41,77
	Segmentación 16	0,4562	0,1600	0,1576	32,24	29,89	34,61
Landsat 5 + 8	3x3	1,4565	0,5630	0,4276	56,94	48,86	65,03
	Segmentación 09	1,4857	0,5333	0,5110	63,98	60,60	67,38
	Segmentación 16	1,3754	0,5345	0,5321	65,15	62,75	67,57
<i>Índice RdNBR</i>							
Landsat 5	3x3	0,7356	0,3426	0,0652	27,77	20,46	35,09
	Segmentación 09	0,7832	0,3129	0,1352	33,38	29,79	36,98
	Segmentación 16	0,7193	0,3804	0,0348	27,06	24,47	29,66
Landsat 8	3x3	0,6375	0,1495	0,1665	32,63	24,98	40,30
	Segmentación 09	0,8096	0,2536	0,3430	46,97	43,18	50,78
	Segmentación 16	0,5727	0,0819	0,0270	17,12	14,93	19,32
Landsat 5 + 8	3x3	1,4570	0,5673	0,4276	56,94	48,86	65,03
	Segmentación 09	1,5566	0,7419	0,4788	61,32	57,62	65,04
	Segmentación 16	1,4974	0,6473	0,2126	41,52	38,65	44,40

Cuadro 5. Matriz de Confusión para la clasificación supervisada del índice espectral dNBR y las categorías de severidad de la quema (CBI) registrados en terreno a partir de puntos de validación.

Categoría	Alta	Moderada	Baja	Nula	Total	Fiabilidad Usuario	Error Comisión
Sin Clasificar	0	1	0	4	5	-	-
Alta	217	128	26	2	373	58%	42%
Moderada	195	182	3	15	395	46%	54%
Baja	1	15	210	74	300	70%	30%
Nula	0	45	15	371	431	86%	14%
Total	413	371	254	466	1504		
Fiabilidad							
Productor	53%	49%	83%	80%			
Error							
Omisión	47%	51%	17%	20%			

Cuadro 6. Matriz de Confusión para clasificación del índice espectral RdNBR y las categorías de severidad de la quema (CBI) registrados en terreno a partir de puntos de validación.

Categoría	Moderada	Alta	Baja	Nula	Total	Fiabilidad Usuario	Error Comisión
Sin Clasificar	1	5	0	8	14	-	-
Moderada	92	158	11	4	265	35%	65%
Alta	42	124	4	0	170	73%	27%
Baja	1	0	76	8	85	89%	11%
Nula	12	0	2	114	128	89%	11%
Total	148	287	93	134	662		
Fiabilidad							
Productor	62%	43%	82%	85%			
Error Omisión	38%	57%	18%	15%			

Cuadro 7. Categorías de severidad de la quema y rangos de valores CBI, obtenidos en terreno, según autor

Autor	Categoría Severidad de la quema	Rango CBI
Miller <i>et al.</i> (2009)	No alterado - bajo	0 – 1,25
	Moderado	1,26 – 2,25
	Alta	2,26 – 3
Miller y Thode (2007)	No quemado	0 – 0,1
	Baja	0,1 – 1,24
	Moderada	1,25 – 2,24
	Alta	2,25 – 3
Picotte (2011)	No quemado	0 – 0,75
	Baja	0,75 – 1,25
	Baja - Moderada	1,25 – 1,75
	Moderada - Alta	1,75 – 2,25
	Alta	2,25 – 3

Cuadro 8. Resumen de clasificaciones supervisadas realizadas sobre la imagen compuesta antes y después de ocurrido el incendio, considerando diferentes categorías de severidad de la quema por autor, según índice espectral y área de entrenamiento utilizada. Se entregan valores de Separabilidad Media (SMED) y Mínima (SMIN), Índice Kappa (Kappa), Fiabilidad Global (FG), límite inferior (LIIC) y superior (LSIC) de intervalo de confianza ($\alpha=95\%$) para cada clasificación supervisada realizada.

Ventana	Rangos Severidad CBI	SMED	SMIN	Kappa	FG	LIIC	LSIC
<i>Índice dNBR</i>							
Ventana 3x3	Miller y Thode (2007)	1,4565	0,5630	0,4276	56,94	48,86	65,03
Ventana 3x3	Miller <i>et al.</i> (2009)	1,3692	0,5351	0,3278	54,16	46,03	62,30
Ventana 3x3	Piccote (2011)	1,3019	0,2630	0,3540	49,62	41,20	58,06
Segmentación 09	Miller y Thode (2007)	1,4857	0,5333	0,511	63,98	60,60	67,38
Segmentación 09	Miller <i>et al.</i> (2009)	1,4027	0,5518	0,4249	61,44	57,74	65,15
Segmentación 09	Piccote (2011)	1,3024	0,2103	0,4755	59,29	56,16	62,44
Segmentación 16	Miller y Thode (2007)	1,3754	0,5345	0,5321	65,15	62,75	67,57
Segmentación 16	Miller <i>et al.</i> (2009)	1,2493	0,5551	0,5809	73,38	71,01	75,76
Segmentación 16	Piccote (2011)	1,1431	0,2038	0,3876	54,38	52,08	56,68
<i>Índice RdNBR</i>							
Ventana 3x3	Miller y Thode (2007)	1,457	0,5673	0,4276	56,94	48,86	65,03
Ventana 3x3	Miller <i>et al.</i> (2009)	1,3535	0,5351	0,3278	54,16	46,03	62,30
Ventana 3x3	Piccote (2011)	1,3019	0,2630	0,2994	44,44	36,33	52,56
Segmentación 09	Miller y Thode (2007)	1,5566	0,7419	0,4788	61,32	57,62	65,04
Segmentación 09	Miller <i>et al.</i> (2009)	1,4309	0,7022	0,4243	60,60	56,44	64,77
Segmentación 09	Piccote (2011)	1,3496	0,3186	0,4196	54,24	50,37	58,12
Segmentación 16	Miller y Thode (2007)	1,4974	0,6473	0,2126	41,52	38,65	44,40
Segmentación 16	Miller <i>et al.</i> (2009)	1,4154	0,8128	0,2411	48,01	45,26	50,78
Segmentación 16	Piccote (2011)	1,2439	0,1569	0,2560	40,52	37,89	43,16

FIGURAS

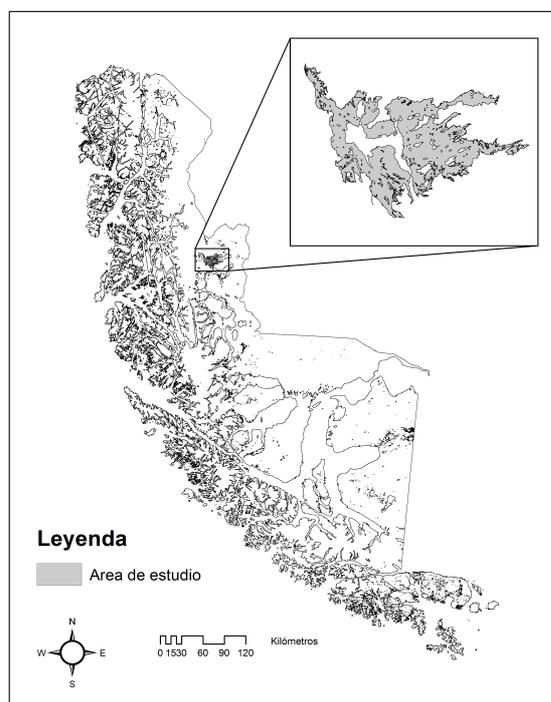


figura 1. Ubicación del área afectada por el incendio de Olguín a fines de 2011

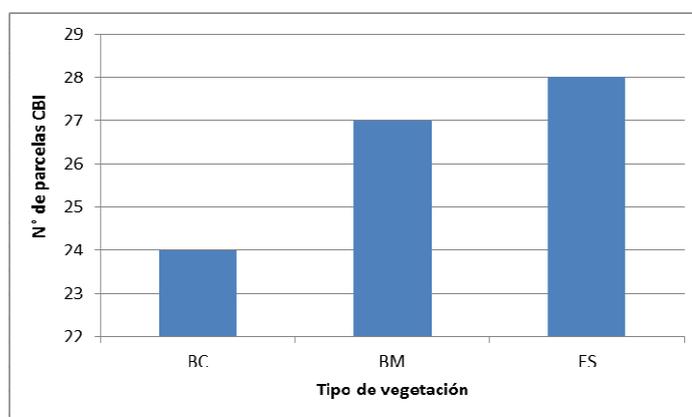


figura 2. Total de parcelas CBI establecidas en primavera de 2013 y verano de 2014

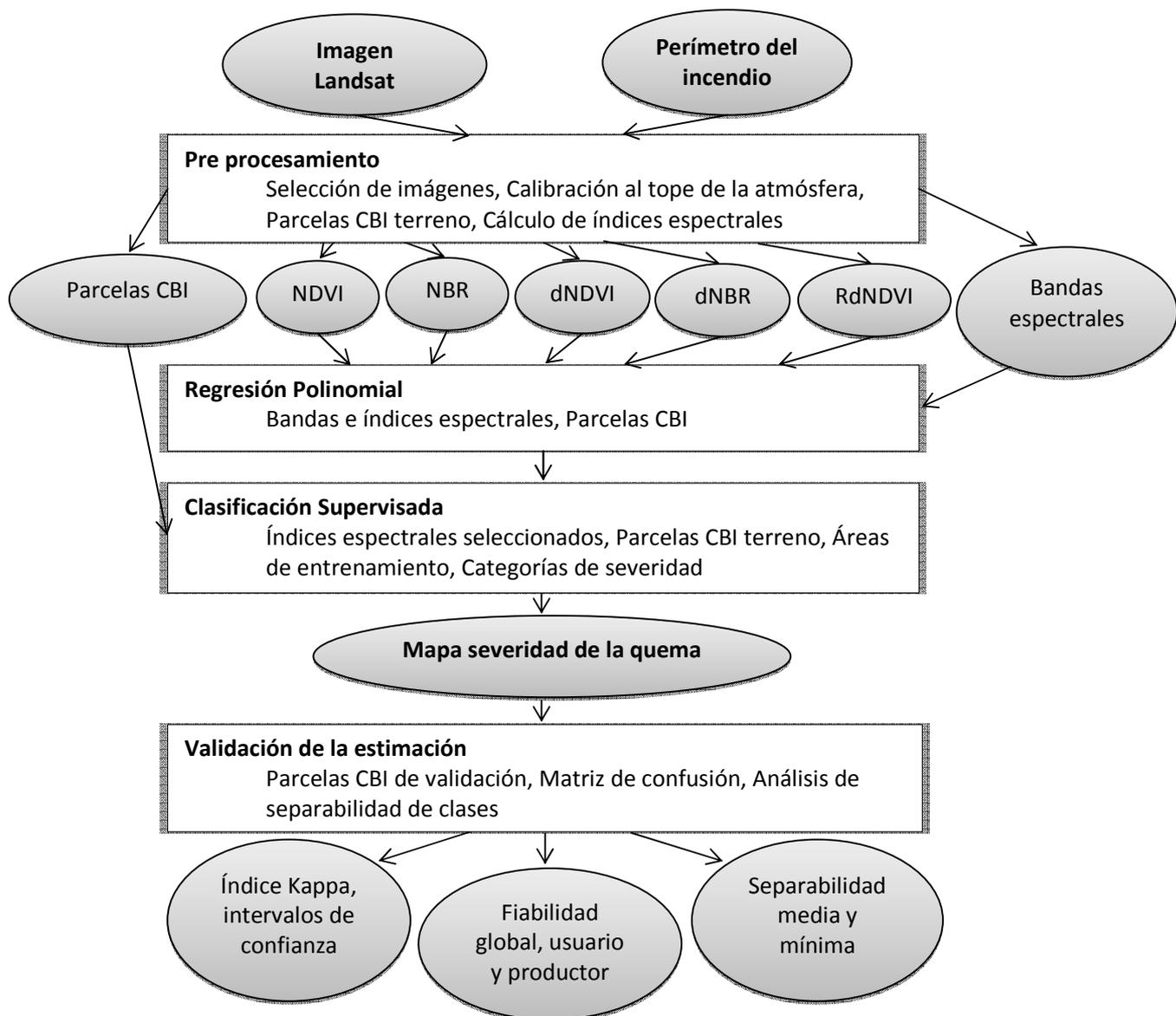


figura 3. Diagrama de flujo con la metodología utilizada en el estudio.

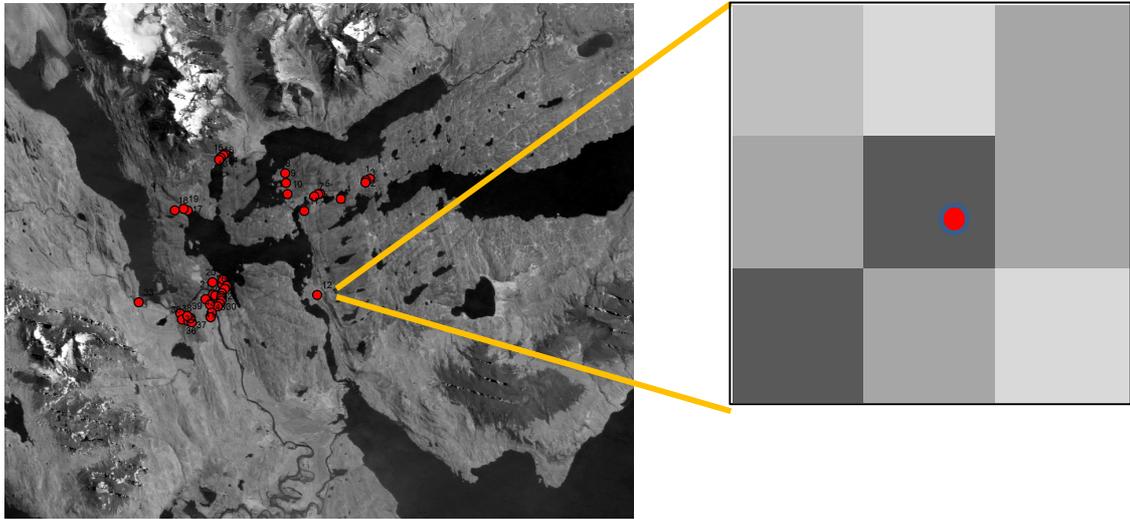


figura 4. Imagen satelital de la zona del incendio y acercamiento a ventana de 3x3 píxeles, establecida en base a la ubicación espacial de parcela de terreno (Key y Benson 2006).

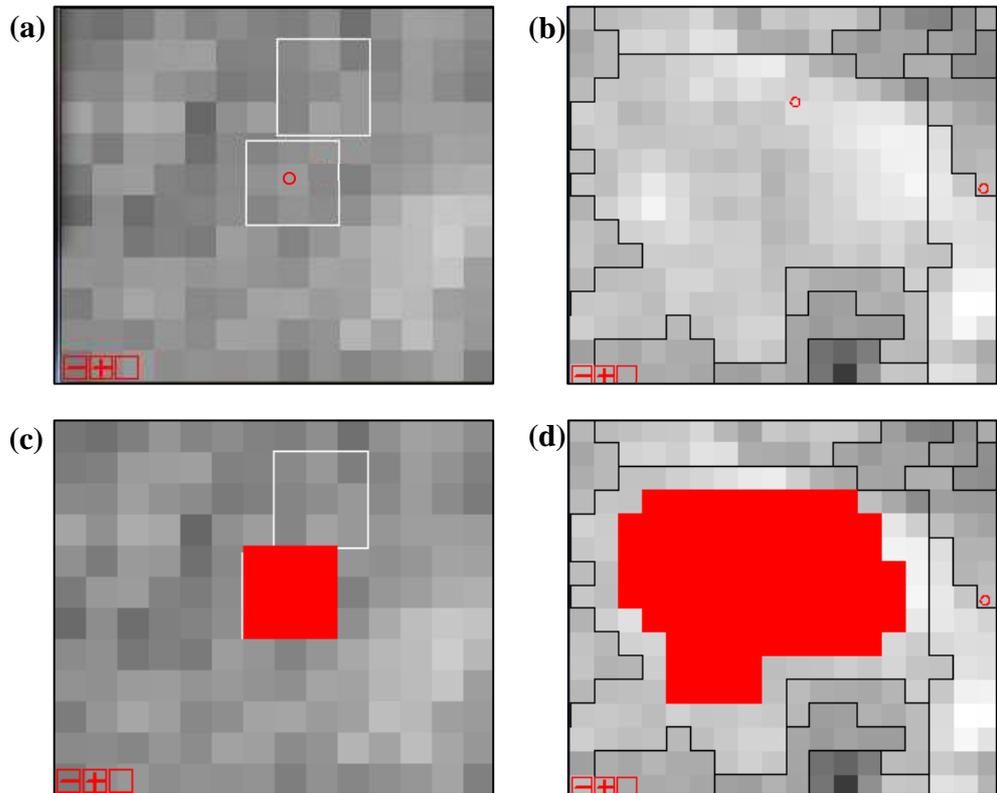


figura 5. Selección de píxeles en la imagen para la generación de áreas de entrenamiento a partir de la ubicación espacial de parcelas de terreno (CBI) y del sensor remoto considerando una ventana de 3x3 píxeles (a) y (c) según lo establecido por Key y Benson (2006); y en forma paralela una segmentación de la imagen (b) y (d).

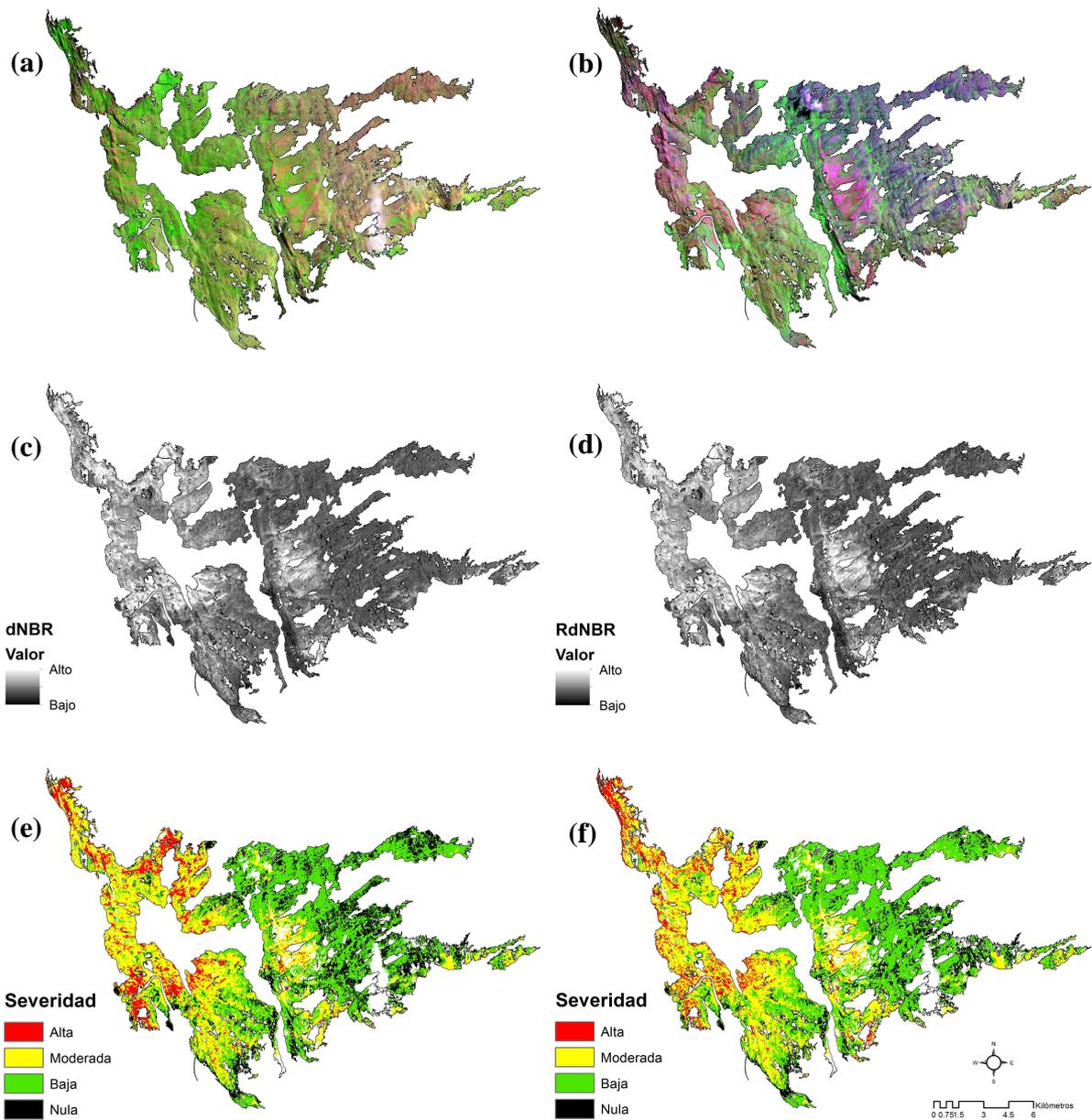


figura 6. (a) Imagen antes del incendio Landsat 5 (falso color 743). (b) Imagen después del incendio Landsat 8 (falso color 754). (c) y (d) índice espectral dNBR y RdNBR considerando valores continuos. (e) y (f) índice espectral dNBR y RdNBR, considerando clasificación supervisada y categorías de severidad de la quema establecidas por Miller y Thode (2007).

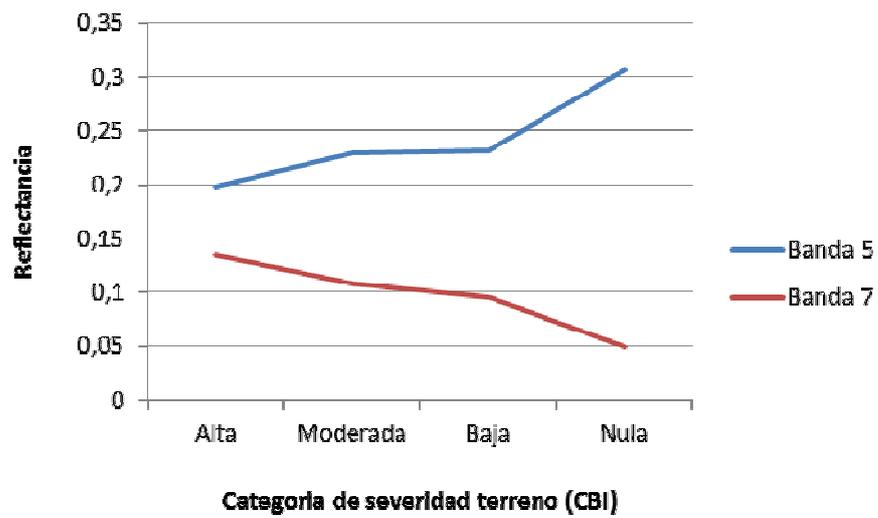


figura 7. Valores medios de reflectancia para la banda 5 y banda 7 de sensor Landsat 8, con posterioridad a la ocurrencia del incendio y de acuerdo a las categorías de severidad de la quema establecidas por Miller y Thode (2007).

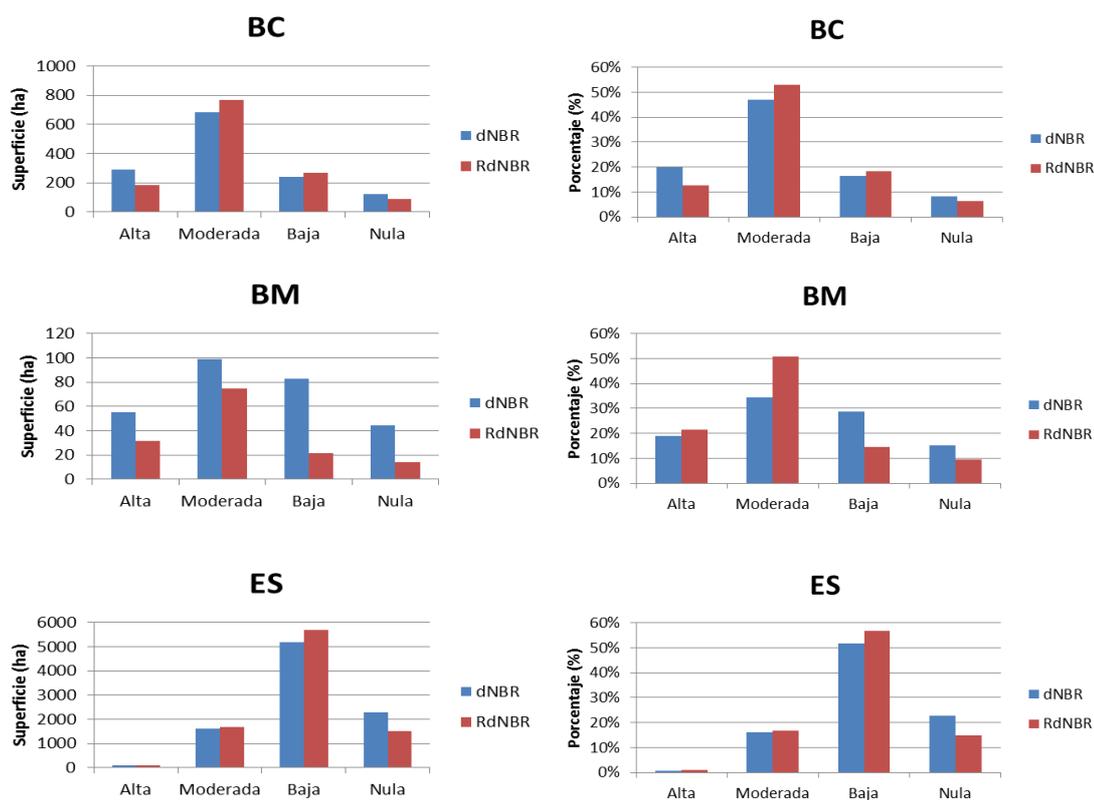


figura 8. Vegetación afectada por el fuego categorizada en Bosque Caducifolio (BC), Bosque Mixto (BM) y Estepa (ES) en superficie como en porcentaje, y considerando las categorías de severidad de la quema establecidas por Miller y Thode (2007).

DISCUSIÓN GENERAL

En estudios de severidad de la quema se utiliza gran variedad de índices espectrales, algunos de los cuales son recomendados para una u otra zona específica por recoger ciertas características propias de la vegetación, que los hace ser más efectivos al momento de evaluar un área afectada por el fuego. Dada la ocurrencia del incendio en el Parque Nacional Torres del Paine a fines de la temporada 2011, se evaluó un conjunto de bandas e índices espectrales, a fin de estudiar la relación de estos, con las condiciones post incendio, que se presentan en el Parque, y también aplicar una metodología para obtener la severidad de la quema, principalmente utilizando información proveniente de una campaña de terreno, que permitiera calibrar y validar la información entregada por sensores remotos. Debido principalmente a restricciones de recursos, tiempo y accesibilidad, se lograron establecer 79 parcelas de un total teórico de 100. Con los resultados obtenidos se puede indicar que los índices dNBR y RdNBR se relacionan de mejor manera con los valores de severidad de la quema obtenidos en terreno. La segmentación como herramienta de trabajo fue un buen aporte a la metodología establecida por Key y Benson (2006), ya que mejoró los resultados obtenidos por el clasificador, aumentando la fiabilidad global, la separabilidad entre clases de severidad de la quema y el índice kappa, debido en parte, a que permite una selección de pixeles de entrenamiento mucho mayor que la ventana de 3x3 pixeles, normalmente utilizada (figura 5).

Evaluación de diferentes rangos de severidad de la quema. Dado que existen diferentes categorías de severidad de la quema utilizados en análisis de incendios, se evaluó la inclusión de 2 categorías adicionales, con las cuales se realizó nuevamente una asignación de los valores CBI de terreno, de acuerdo a los nuevos rangos, para luego volver a realizar una clasificación supervisada de los índices espectrales seleccionados considerando la imagen compuesta antes y después de ocurrido el incendio. En este caso se consideró las categorías de severidad de la quema establecidas por Piccotte (2011), que presentan un número mayor de categorías, y las establecidas por Miller *et al.* (2009) que consideran un número menor de categorías, a los ya utilizados y pertenecientes a Miller y Thode (2007) (cuadro 7). En el cuadro 8 se presentan los valores que resumen las clasificaciones supervisadas realizadas, considerando el índice espectral, tipo de ventana utilizado sobre el índice espectral, valores de separabilidad (SMED, SMIN), entre los rangos de severidad de la quema, índice Kappa y a partir de la generación de matrices de

confusión, se presenta la fiabilidad global de la clasificación (FG) considerando también un intervalo de confianza calculado para un 95% de probabilidad.

Categoría de severidad. Del total de clasificaciones supervisadas realizadas, el valor más alto en fiabilidad global (73,38), como en índice kappa (0,5809) se obtiene al utilizar las categorías de severidad de la quema propuestas por Miller *et al.* (2009), el índice espectral dNBR y una segmentación de la imagen con un tamaño de superpixel de 16. Mientras que para el caso de la separabilidad media entre clases, el mayor valor se obtiene con las categorías de severidad de la quema propuestas por Miller y Thode (2007) índice espectral RdNBR y segmentación de la imagen con tamaño de superpixel de 9. Las categorías propuestas por Miller y Thode (2007), en ambos índices espectrales presenta los mejores resultados de separabilidad, fiabilidad global e índice kappa, al utilizar tanto una ventana de 3x3 píxeles como al segmentar la imagen con un tamaño de superpixel de 9. Al comparar ambos índices espectrales y las diferentes formas de obtener áreas de entrenamiento, se puede observar que la separabilidad media entre clases, fue siempre mayor al utilizar categorías de Miller y Thode (2007). Tanto en el análisis de separabilidad entre clases como en fiabilidad global, los menores valores se presentan al utilizar las categorías propuestas por Picotte (2011), para ambos índices espectrales. Para el caso del índice dNBR al utilizar los rangos establecidos por Miller *et al.* (2009) se alcanza mayores valores de fiabilidad global de la clasificación (73,38) y se obtiene un mayor valor de índice kappa (58,09%), mientras que se puede observar que el análisis de separabilidad entre clases no mejora al incluir estas categorías de severidad de la quema, dado que el mayor valor se presenta para las categorías establecidas por Miller y Thode (2007). Al considerar el índice RdNBR no se observa una mejora al evaluar los diferentes rangos de severidad, y así las categorías establecidas por Miller y Thode (2007) continúan siendo para todos estos análisis las que entregan un mejor resultado.

Vegetación afectada por el fuego. Para cuantificar el impacto del fuego sobre la vegetación en la figura 8 se presenta la superficie por tipo de vegetación definida para este estudio, Bosque Caducifolio (BC), Bosque Mixto (BM) y Estepa (ES), y categorías de severidad de la quema establecidas por Miller y Thode (2007). Para el total de Bosque Caducifolio afectado por el fuego, un 20% fue categorizado en severidad alta (291 ha), según el índice espectral (dNBR), mientras que un 13% lo hizo el índice RdNBR en esta categoría (181 ha). Al considerar la suma de las categorías de severidad alta y moderada, ambos índices espectrales entregan valores

similares en porcentaje, esto es dNBR (67%) y RdNBR (66%). Para el Bosque Mixto, aunque la superficie que entrega el índice dNBR (99 ha) en categoría de severidad alta, es mayor al que entrega el índice RdNBR (74 ha), al considerar estos valores en porcentaje se obtienen valores similares, y cercanos a un 20%. Si se considera la suma de las categorías de severidad de la quema alta y moderada, el índice dNBR alcanza un 53% de la superficie total con 154 ha, mientras que el índice RdNBR un 72%, con una superficie de 106 ha. Del total de superficie en categoría de Estepa, afectada por el fuego, se puede observar que el índice espectral dNBR indica que 81 ha se encuentran dentro de la categoría de severidad Alta, mientras que la utilizar el índice RdNBR se alcanza las 98 ha, al considerar valores de porcentaje ambos índices indican un 1% de la superficie afectada en esta categoría. A diferencia de las categorías vegetacionales anteriores, la Estepa presenta una gran superficie categorizada dentro de severidad Moderada, que al unirla con la categoría Alta alcanza un total de 1.685 ha, en el caso del índice dNBR, mientras que al utilizar el índice RdNBR se registra una superficie de 1.770 ha. Al considerar porcentaje, ambos índices entregan valores similares y cercanos a un 17%. Es importante conducir nuevos estudios tendientes a mejorar la relación entre los valores de terreno y de sensores remotos, que permitan entender de mejor manera los efectos del fuego sobre el paisaje, a fin de apoyar actividades de restauración ecológica.

CONCLUSIÓN GENERAL

El concepto de severidad de la quema es un indicador cualitativo de los efectos del fuego sobre un ecosistema, permitiendo disponer de información relevante al momento de planificar y supervisar actividades de recuperación ecológica. El incendio ocurrido a fines de la temporada 2011 en el Parque Nacional Torres del Paine, es considerado uno de los más devastadores desde su creación, por la superficie afectada, alrededor de 17.000 ha, y por los efectos del fuego sobre la vegetación y los suelos. La obtención de valores de severidad de la quema a partir de parcelas de terreno, permitió calibrar y validar la información proveniente de sensores remotos. Los índices espectrales dNBR y RdNBR se relacionan de mejor manera, que otros índices y bandas espectrales evaluados en este estudio, con los valores de severidad de la quema obtenidos en terreno. La segmentación de la imagen, como herramienta de trabajo, fue un buen aporte a la metodología utilizada, ya que mejoró los resultados obtenidos en la clasificación supervisada, aumentando la fiabilidad global, la separabilidad entre clases de severidad de la quema y el índice kappa.