

Delimitación de áreas quemadas en Chile a partir de umbrales dNBR ajustados según región y cubiertas del suelo

Raimundo Sánchez^{*1}, María José Briones², Alexis Gamboa², Rafaella Monsalve², Denis Berroeta², Luis Valenzuela²

¹ Facultad de Ingeniería y Ciencias, Universidad Adolfo Ibáñez, Chile.

² Centro de Inteligencia Territorial, Universidad Adolfo Ibáñez, Chile.

Resumen: La delimitación de áreas quemadas es un paso importante para el estudio de incendios forestales, y el uso de teledetección satelital permite una metodología escalable. Estudios previos utilizan un umbral de dNBR para determinar la presencia de áreas incendiadas, pero este umbral se ve afectado por la variabilidad vegetal determinada por la geografía del área de estudio y la cobertura de uso de suelos. Por ello, se utilizó la diferencia del índice normalizado de áreas quemadas (dNBR) para estudiar los mega incendios que afectaron la zona central de Chile en el verano de 2017. Se desarrolló una metodología automatizada que a partir de imágenes satelitales y de polígonos de las áreas incendiadas provistos por la Corporación Nacional Forestal de Chile (CONAF) genera un set de umbrales de dNBR diferenciados por región administrativa y uso de suelo. La aplicación de umbrales de dNBR diferenciados permite mejorar significativamente la precisión del modelo de delimitación de áreas quemadas, aunque no logra resultados satisfactorios para todos los usos de suelo. Este avance metodológico permitirá mejorar el diseño y fiscalización de políticas de prevención, conservación y restauración de ecosistemas afectados por incendios forestales.

Palabras clave: dNBR, Landsat-8, mega incendio, imágenes multiespectrales, severidad de incendios, delimitación de áreas.

Delimitation of burned areas in Chile based on dNBR thresholds adjusted according to region and land cover

Abstract: The delimitation of burned areas is an important step for the study of forest fires, and the use of satellite remote sensing allows a scalable methodology. Previous studies use a dNBR threshold to determine the presence of burned areas, but this threshold is affected by vegetation variability determined by the geography of the study area and land use coverage. For them, the difference in the normalized index of burned areas (dNBR) was used to study the mega fires that affected the central zone of Chile in the summer of 2017. An automated methodology was developed that, based on satellite images and polygons of the burned areas provided by the National Forestry Corporation of Chile (CONAF) generates a set of dNBR thresholds differentiated by administrative region and land use. The application of differentiated dNBR thresholds significantly improves the accuracy of the burnt area delimitation model, although it does not achieve satisfactory results for all land uses. This methodological advance will make it possible to improve the design and control of policies for the prevention, conservation and restoration of ecosystems affected by forest fires.

Key words: dNBR, Landsat-8, mega fire, multispectral images, burn severity, area delimitation.

To cite this article: Sánchez, R., Briones, M.J., Gamboa, A., Monsalve, R., Berroeta, D., Valenzuela, L. 2023. Delimitation of burned areas in Chile based on dNBR thresholds adjusted according to region and land cover. *Revista de Teledetección*, 61, 43-58. <https://doi.org/10.4995/raet.2023.18155>

* Corresponding author: raimundo.sanchez@uai.cl

1. Introducción

El cambio climático, la creciente urbanización y la mayor presencia de plantaciones forestales de monocultivos han contribuido a un aumento de incendios forestales en Chile en la pasada década (Villagra y Paula, 2021). La Corporación Nacional Forestal de Chile (CONAF) reconoce que estos eventos son una problemática relevante en el país con variadas consecuencias para los ecosistemas, entendiéndose en general que afectan de forma negativa a la conservación de los ecosistemas y a su biodiversidad (CONAF, 2017; Balocchi *et al.*, 2020). Los daños y pérdidas de los incendios son cuantiosas y además estos parecen ser eventos de mayor envergadura, muy complejos de manejar en su contención y causantes de pérdidas humanas.

Los principales eventos que levantaron alertas ocurrieron durante los mega incendios de la temporada de verano de 2017 (MI17). Los MI17 ocurrieron en enero y febrero de dicho año, y fueron definidos posteriormente como desastres ecológicos debido a que quemaron una extensa superficie de más de 10 000 hectáreas (ha), con una elevada intensidad de aproximadamente 60 000 kW/m, y con velocidades de propagación de hasta 8200 ha/hora. Estas características extremas sobrepasan la capacidad de respuesta de cualquier institución, generando un impacto desproporcionado en el medio ambiente y en las comunidades (González *et al.*, 2020). Mas allá de estos eventos puntuales, estudios de CONAF han señalado que la temporada alta de incendios en Chile se ha extendido en 4 meses durante la década 2010-2020 (CONAF, 2017).

Desde la década pasada en Chile, los incendios de gran magnitud han incrementado en frecuencia y área quemada, resultando en pérdida de infraestructura, daño medioambiental, pérdida de vidas humanas y costos para extinguirlos sin precedentes. En la última década hubo 16 mega incendios, los cuales han quemado cerca de 440 000 ha, un 82% del total de superficie afectada por estos fenómenos en los últimos 40 años, coincidiendo además con la mega sequía y con las temperaturas más altas que se hayan registrado en la zona centro sur (González *et al.*, 2020). El 90% de los incendios forestales que ocurren en Chile poseen una superficie menor a 5 ha, pero sólo representan el

5% del área quemada anualmente. En contraste los incendios mayores a 200 hectáreas corresponden al 1% de la cantidad de incendios anuales, pero representan el 74% de la superficie quemada por año. En el estudio realizado por González *et al.* (2020) se han establecido potenciales relaciones entre las actividades humanas y el régimen de fuego, incluyendo el cambio climático antropogénico, el aumento en las zonas donde convergen viviendas y formaciones vegetacionales –áreas de interfaz urbano-rural– y el incremento de plantaciones forestales de especies de alta inflamabilidad, lo que se evidencia en que cerca del 60% de los incendios se originan en áreas de interfaz urbano-rural.

Para el diseño y fiscalización de políticas de prevención, conservación y restauración de ecosistemas afectados por incendios forestales, es necesario conocer sus efectos e impactos de la forma más detallada posible (Heredia *et al.*, 2003). La disponibilidad y disposición de esta información a las comunidades contribuye además a una mejor gobernanza de los riesgos económicos, sociales y ambientales asociados a estos eventos (Handke, 2019). De esta forma, una caracterización espacial precisa y oportuna de los incendios es un paso fundamental para apoyar los esfuerzos de reforestación, identificación de las consecuencias, gestión de recursos, toma de decisiones, mejora de los procesos de mitigación de riesgos y optimización de los modelos de proyección de incendios. Se han desarrollado metodologías de análisis de incendios que apuntan a diferentes casos de uso, como la detección de incendios activos (Schroeder *et al.*, 2014), la identificación de deforestación producida por incendios (Curtis *et al.*, 2018), la identificación de áreas quemadas (Giglio *et al.*, 2018; Miranda *et al.*, 2022), o la evaluación de severidad de áreas quemadas (Barbosa *et al.*, 1999).

Tradicionalmente el mapeo de superficies quemadas se ha realizado mediante la recolección de datos de campo y de la foteointerpretación de imágenes satelitales. Estos procesos son muy costosos y por lo tanto no siempre se alcanzan a generar como resultado polígonos de áreas quemadas (Pérez y Mato, 2017; Peña y Martínez, 2021). Los primeros estudios globales de incendios se utilizaron para la estimación de las emisiones generadas por incendios, desagregando estimaciones por ecosistema, los cuales fueron mejorando su precisión

espacial al incorporar mapas de vegetación y uso de suelo (Mouillot *et al.*, 2006). Puntualmente para los MI17, CONAF publicó polígonos con el perímetro de los incendios registrados mayores a 200 ha (CONAF, 2017). No obstante, para otros eventos la información se suele entregar como estadísticas generales de afectación, incluyendo área total quemada o fecha de inicio, y en términos espaciales incluyen puntos georreferenciados que representan los focos del evento.

En los últimos 20 años, la teledetección se ha establecido como una herramienta fundamental en la delimitación de áreas incendiadas a nivel internacional catalizado por la creciente disponibilidad de registros satelitales (Chuvieco *et al.*, 2019; Llorens *et al.*, 2021). Los sensores satelitales de resolución media, desde sus comienzos, mostraron un gran potencial para el análisis territorial de áreas quemadas (Smith y Woodgate, 1985; Milne, 1986; Chuvieco y Congalton, 1988).

La incorporación de imágenes satelitales multiespectrales permitió la elaboración de los primeros catastros globales de áreas quemadas (Duncan *et al.*, 2003; Ito y Penner, 2004, Mouillot *et al.*, 2014), los cuales fueron publicadas a principios de la década del 2000. Algunos de estos esfuerzos fueron implementados y han estado disponibles por varios años, como la Base de Datos Global de Emisiones de Fuego (GFED, por sus siglas en inglés), que se mantiene activa desde 1997 y se han mantenido actualizados en el tiempo con el desarrollo de sensores y metodologías de mayor complejidad (van der Werf *et al.*, 2006; Giglio *et al.*, 2010).

Una de las formas más comunes de cartografiar superficies quemadas es a través del uso de índices espectrales, obtenidos a partir de imágenes satelitales (Mouillot *et al.*, 2014). Estos índices son sensibles a los cambios en la reflectancia de la vegetación debido al fuego, en diferentes bandas de longitud de onda, y por lo tanto pueden utilizarse para identificar áreas quemadas a partir de imágenes satelitales multiespectrales (Mouillot *et al.*, 2005). El índice más común es el NBR (índice normalizado de calcinación, en inglés), que es un índice aplicado principalmente en la identificación de distintos niveles de severidad de un incendio e implícitamente, la delimitación de estos (Heredia *et al.*, 2003).

El dNBR es una aplicación particular del NBR propuesto por Key y Benson (2006), quienes trabajaron con datos de Landsat para detectar la severidad de los incendios en Estados Unidos y delimitar las áreas quemadas. El índice se basa en las diferencias en la salud vegetal, medida por el NBR, la cual se contrasta entre periodos pre y post incendio. Valores de dNBR entre 0,1 y 0,27 deberían diferenciar zonas no quemadas de aquellas levemente quemadas, aunque se propone un intervalo de variabilidad aceptable de $\pm 0,1$. Ahora bien, estos valores fueron calibrados basándose en las características biofísicas de la vegetación del estado de Montana, Estados Unidos luego de incendios ocurridos en los veranos de 1994 y 1998. En consecuencia, es esperable que los valores de dNBR presenten cambios dependiendo del tipo de vegetación y del ciclo estacional en el que se posiciona el análisis. Por ejemplo, estudios desarrollados en Argentina demuestran la variabilidad que pueden presentar los umbrales de dNBR para identificar correctamente una zona quemada y su severidad, estimando que para el grado de severidad ‘levemente quemado’ el rango de dNBR adecuado en territorio Argentino está entre 0,3 y 0,4 (Delegido *et al.*, 2018). A pesar de las diferencias que los umbrales de dNBR presentan entre diferentes lugares, esta sigue siendo una alternativa costo-eficiente para analizar datos relacionados al daño por incendios y estimar la severidad de los eventos (Giglio *et al.*, 2013; Peña y Martínez, 2021).

Se han propuesto algunas variantes del dNBR buscando mejorar su precisión y rendimiento en la detección de incendios forestales. En ocasiones se utiliza una versión relativizada del dNBR llamada RdNBR, aunque no siempre genera mejores resultados que el dNBR (Arellano *et al.*, 2017; Fassnacht *et al.*, 2021; Cai y Wang, 2022).

El dNBR se utiliza en conjunto con otros índices espectrales como los índices diferenciales normalizados de humedad y vegetación (NDMI y NDVI respectivamente). Estos índices son utilizados comúnmente para evaluar la salud y el estado de la vegetación, pero también puede utilizarse para detectar y monitorear incendios forestales (Roy *et al.*, 2013).

Definir umbrales de clasificación para cada territorio es un paso importante para el estudio de incendios forestales y delimitación de áreas

afectadas utilizando metodologías automatizadas. En Chile son escasas las investigaciones que utilicen índices espectrales a nivel nacional para estudiar y delimitar incendios (Úbeda y Sarricolea, 2016). Algunos esfuerzos se han realizado, como Bowman *et al.* (2019) quienes utilizaron el índice de vegetación optimizado (EVI) y a partir de este lograron identificar que las plantaciones forestales representan la mayor proporción de hectáreas afectadas durante los MI17, además de presentar los mayores niveles de severidad. Teniendo en consideración estos resultados y la alta variabilidad geográfica de Chile, se evidencia la necesidad de identificar los umbrales de dNBR propios para las regiones mayormente afectadas del país. Otro enfoque interesante es el desarrollado por Castillo-Soto (2012), donde propuso la utilización de aprendizaje automático difuso para la evaluación de riesgo de incendios, considerando factores adicionales como capacidad de evacuación.

En los años recientes se han desarrollado diversos modelos de aprendizaje automático para el mapeo de áreas quemadas (Chuvieco *et al.*, 2019). Estas técnicas han demostrado ser eficaces para la detección y monitoreo de incendios forestales y pueden mejorar significativamente la precisión de la detección en comparación con el uso de índices espectrales y técnicas de procesamiento de imágenes tradicionales, pero aún es un campo en pleno desarrollo (Moulliot *et al.*, 2014).

En últimos años, el desarrollo de plataformas como *Google Earth Engine* (GEE), que abarca diversas colecciones de imágenes para todo el globo, posibilitan el procesamiento de grandes cantidades de información con bajos tiempos de ejecución y costes computacionales (Perilla y Mas, 2020). Si bien esta metodología de teledetección presenta grandes ventajas, aún requiere de conocimiento específico del área de estudio por parte de los investigadores para calibrarse correctamente, y en muchas ocasiones sigue siendo necesario ejecutar procesos de validación en terreno. En caso de que se cuente con información de áreas quemadas validada en terreno, se puede utilizar modelos de clasificación supervisada para optimizar los umbrales de dNBR a partir de imágenes satelitales, lo que permitiría delimitar áreas quemadas de manera más efectiva que utilizando umbrales descritos para otros territorios (Michalijos y Uboldi, 2013).

Dado que actualmente existe información validada sobre la delimitación de los MI17 en Chile, el objetivo principal de esta investigación es identificar umbrales de dNBR para la clasificación de áreas quemadas reconociendo la variabilidad entre distintos tipos de suelo y regiones político-administrativas en Chile. Adicionalmente, se buscará desarrollar un procedimiento automatizado que permitirá una aplicación escalable de la metodología a otros periodos, complementando las estadísticas nacionales liberadas anualmente.

2. Metodología

Para la definición de umbrales de dNBR que identifiquen adecuadamente las áreas quemadas según uso de suelo y geografía se plantea una metodología compuesta por cuatro etapas: 1) Definición y caracterización del área de estudio; 2) Recopilación y preparación de datos; 3) Cálculo de dNBR; y 4) Análisis de similitud. A continuación, se detallan cada una de las etapas en la metodología, las cuales se sintetizan gráficamente en la figura 1.

2.1. Definición y caracterización del área de estudio

Se define como área de estudio a la macrozona centro sur de Chile, que comprende actualmente las regiones de Valparaíso, Metropolitana, del Libertador General Bernardo O'Higgins, del Maule, del Ñuble y del Biobío, y es donde ocurrieron los MI17. Entre 1985 y 2018, estas regiones concentraron el 92% de los incendios forestales y el 89% de la superficie quemada (González *et al.*, 2020).

Esta macrozona posee características de relieve particulares, con presencia de las cuatro formas estructurales principales del país, localizadas de poniente a oriente de la siguiente manera: Planicies litorales, Cordillera de la Costa, Depresión intermedia y Cordillera de los Andes.

Las condiciones climáticas de este sector corresponden al clima templado cálido con presencia de estación seca, la cual es más prolongada en las regiones del norte que en las del sur. El promedio de precipitaciones anuales varía entre 450 mm y 1000 mm, las cuales aumentan hacia el sur y ocurren en su gran mayoría durante la temporada de

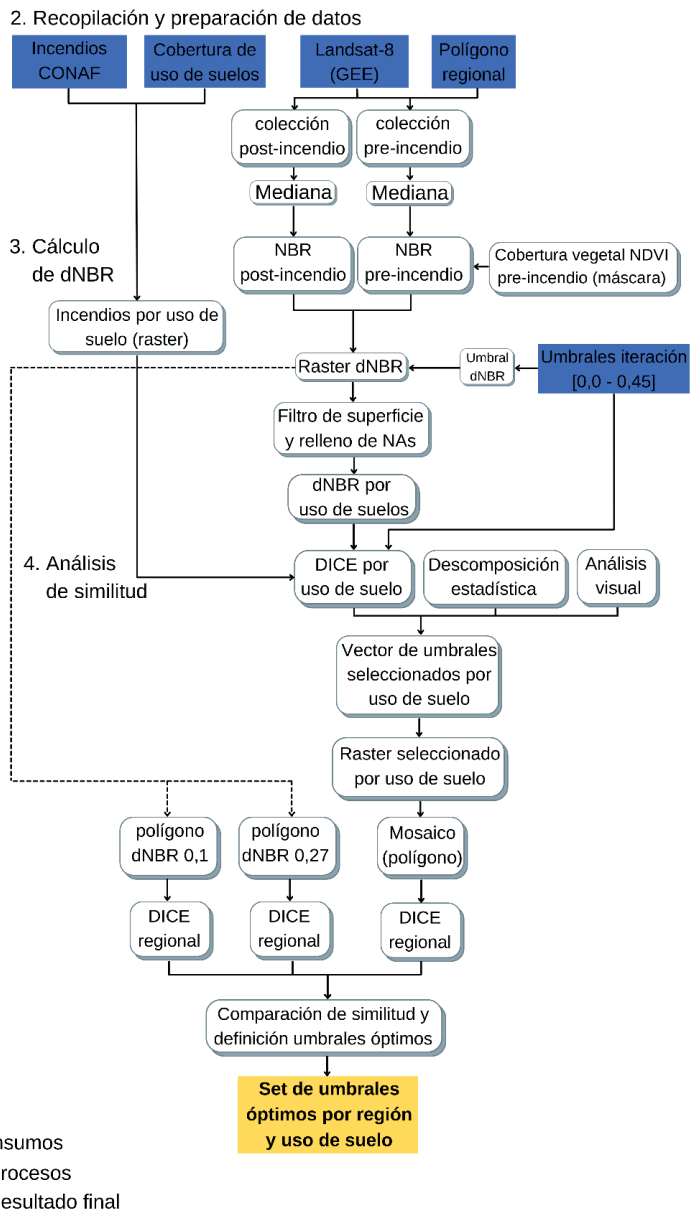


Figura 1. Diagrama de flujo de la información a partir del paso de recopilación de datos. Se describe paso a paso las diferentes operaciones requeridas durante la recopilación, limpieza y análisis de datos según lo descrito en la metodología. En azul se marcan los insumos de información, obtenidos de diferentes fuentes, en blanco se marcan los procesos de transformación de información, y en amarillo el resultado del proceso.

invierno. Las temperaturas son templadas en todo el sector, con presencia de heladas en el interior durante el invierno, mientras que durante el verano se presentan altas temperaturas con presencia de eventos de olas de calor (Sánchez, 2003).

Durante la última década esta zona ha vivido un recrudecimiento de sus condiciones climáticas, aumentando la frecuencia y duración de las olas de calor principalmente en verano, y disminuyendo considerablemente las precipitaciones en el

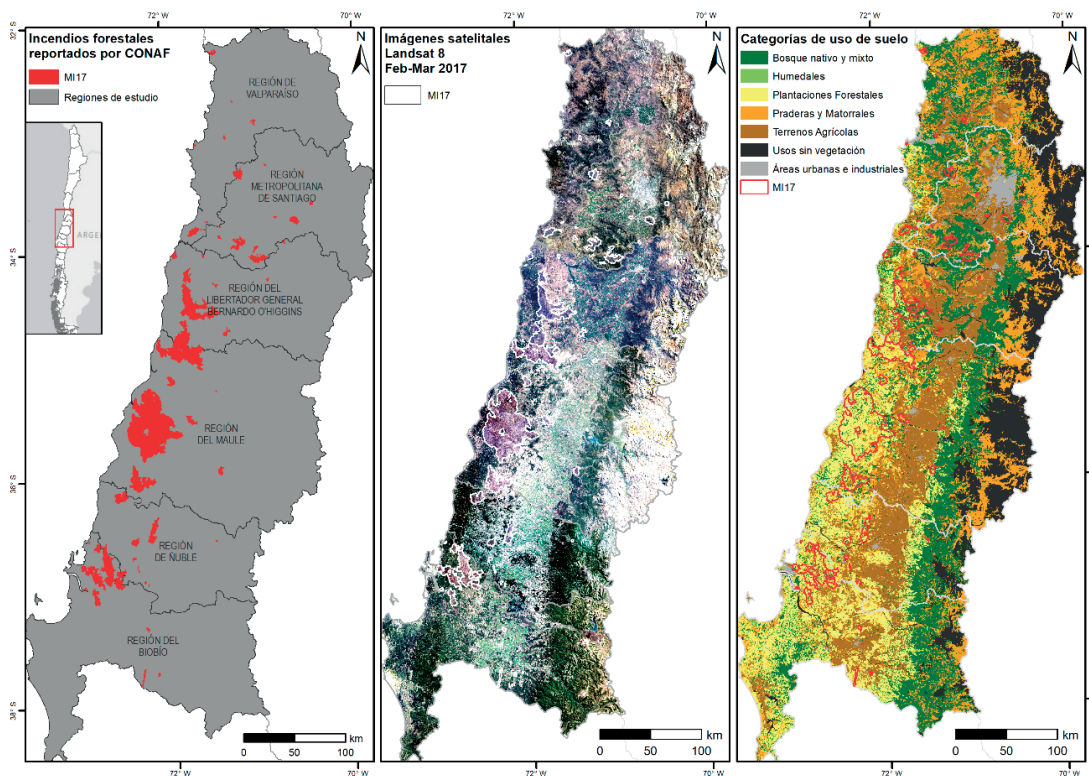


Figura 2. Área de estudio correspondiente a las regiones de Chile afectadas por los mega incendios de 2017 (MI17), que van desde la latitud 32S hasta 38S. En el primer panel se ven en rojo los polígonos de los MI17 reportados por CONAF, en el segundo panel se ve una imagen satelital del área de estudio con los perímetros de los polígonos de áreas quemadas en blanco, y en el tercer panel se puede ver la cobertura de uso de suelos según los colores descritos en la leyenda, y se observan los perímetros de las áreas quemadas en rojo.

período de invierno debido a la mega sequía que afecta la zona, lo que ha provocado un impacto negativo en las condiciones de salud y vigor de las áreas cubiertas por vegetación, principalmente en las áreas cubiertas por matorrales y bosque nativo (Garreaud *et al.*, 2017).

Con respecto a la presencia de vegetación en esta macrozona, de acuerdo con cifras oficiales del Catastro Nacional de Usos de la Tierra al año 2017, la superficie cubierta por Bosques asciende a 6343381 ha (35,9% del total de la superficie de Bosques del país), distribuido en los siguientes sub-usos: 55,2% de Bosque Nativo, 42,6% de Plantaciones forestales y 2,2% de Bosque Mixto.

2.2. Recopilación y preparación de datos

El proceso de recopilación y preparación de datos se puede dividir según las fuentes de información,

que consisten en: 1) los polígonos de las áreas afectadas por los MI17 publicadas por la CONAF; 2) los catastros de uso de suelo publicados por CONAF; 3) imágenes satelitales multiespectrales de las áreas afectadas; y 4) las divisiones político-administrativas de Chile, publicadas por el Instituto Nacional de Estadísticas de Chile (INE).

En primer caso se descarga la información georreferenciada de polígonos que detalla el perímetro de áreas afectadas por los MI17 superiores a 200 ha, entre el 1 de enero y el 10 de febrero de 2017, los cuales están disponibles en la plataforma de Sistema de Información Territorial de CONAF (SIT-CONAF). Estos polígonos son transformados de formato vectorial a formato ráster, donde cada píxel cuyas coordenadas se encuentren dentro de un polígono de área quemada quedará marcado como quemado, y el resto de los píxeles como no

quemado. La resolución espacial de este ráster es equivalente a los recursos satelitales.

Para el segundo insumo se consideran los catastros de coberturas de uso de suelo y vegetación realizados por CONAF para cada una de las regiones en el área de estudio, el cual fue solicitado directamente por los investigadores. Esta información presenta diferencias dependiendo de cada región con respecto al último año de actualización (entre los años 2013 y 2016), debido a que este catastro no se realiza de forma simultánea en todas las regiones. Sin embargo, se asume que las variaciones entre la fecha de la última actualización del catastro y la fecha de ocurrencia de los MI17 no son significativas. Las categorías de uso de suelo consideradas en el estudio son: Terrenos Agrícolas; Praderas y Matorrales; Humedales; Áreas urbanas e industriales; Plantaciones Forestales; Bosque nativo y mixto; y Áreas desprovistas de vegetación, que corresponden a cuerpos de aguas, nieves y glaciares. La distribución de áreas quemadas por uso de suelo se presenta en la Tabla 1, donde se puede observar que el 55% del área corresponde a Plantaciones forestales, 22% a Bosque nativo y mixto, y 15% a Terrenos Agrícolas. Algunos usos presentan áreas quemadas cercanas a cero, como el uso industrial, o usos sin vegetación, pero se incluirán de todas formas en el análisis para evaluar la capacidad del modelo de identificar verdaderos negativos.

Tabla 1. Distribución de usos de suelo en el área de estudio de acuerdo a las áreas quemadas y a las áreas totales.

	Área quemada (%)	Área total (%)
Áreas urbanas e industriales	0,23	2,52
Bosque nativo y mixto	22,20	24,69
Humedales	0,11	0,28
Plantaciones Forestales	54,87	18,33
Praderas y Matorrales	14,99	20,00
Terrenos Agrícolas	7,10	18,88
Usos sin vegetación	0,49	15,30
TOTAL	100,00	100,00

En tercer lugar, se utiliza la colección 2 de imágenes satelitales de Landsat 8 debido a su resolución espacial y temporal (30 metros de resolución y 16 días de frecuencia de paso por la misma escena) disponible en la plataforma GEE (<https://>

developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/LANDSAT_LC08_C02_T1_L2). Se opta por la colección 2 debido a que las imágenes cuentan con corrección atmosférica de reflectancia de superficie. Para el cálculo del dNBR se necesita obtener imágenes previas y posteriores a los eventos a analizar. Considerando que los eventos MI17 abarcan el periodo comprendido entre el 1 de enero al 10 de febrero de 2017, se consideran estas fechas para identificar los periodos pre y post incendio para la búsqueda de imágenes satelitales en cada región. El periodo pre-MI17 se define como el mes de diciembre de 2016, con la posibilidad de extender el periodo de búsqueda hasta octubre del mismo año si las imágenes obtenidas contienen nubes. Por otro lado, el periodo post-MI17 se define como los meses de febrero y marzo 2017 sujeto a la misma condición de nubes. Estas fechas deberían ser cercanas para evitar en la medida de lo posible la variación propia de la vegetación por ciclos estacionales y dinámicas de recuperación post incendio. Para reducir la sensibilidad a la variación estacional en cada período, se tomaron todas las imágenes que no tuviesen cobertura de nubes y se obtuvo la mediana de cada una de ellas. A partir de esto se obtiene una sola imagen satelital pre-incendio y otra post-incendio.

Por último, se utiliza la división político-administrativa del área de estudio obtenida desde el INE, consistente principalmente de polígonos que delimitan cada una de las regiones.

2.3. Cálculo de dNBR

Para identificar la efectividad de cada umbral de dNBR en la detección de áreas quemadas se procede a analizar las predicciones de este indicador con diferentes valores del umbral, para cada región y uso de suelo. Los valores de umbral dNBR que se evaluaron en cada caso fueron 0,05, 0,1, 0,15, 0,2, 0,25, 0,3, 0,35, 0,4 y 0,45, los cuales están dentro del rango de valores descrito en la literatura.

En primer lugar, se procede a calcular el dNBR de cada píxel aplicando el método de diferencia de NBR propuesto por Key y Benson (2006) definido en las ecuaciones (1) y (2).

$$NBR = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR} \quad (1)$$

$$dNBR = NBR_{pre} - NBR_{post} \quad (2)$$

Donde NIR y SWIR hacen referencia a la banda Infrarrojo Cercano (banda 5 de Landsat 8) e infrarrojo de onda corta (banda 7 de Landsat 8), respectivamente. Valores positivos de este índice se relacionan con áreas afectadas por incendios o con presencia de nubes en la imagen post. También pueden existir valores positivos asociados a dinámicas de deforestación antrópica o pérdida de cobertura vegetal por los ciclos estacionales. Por otro lado, valores negativos del índice están asociados a una alta productividad vegetacional el periodo post. Finalmente, se define como área quemada aquellos píxeles que tengan el valor de dNBR por encima de un umbral determinado, obteniéndose para cada umbral un ráster binario con resolución de 1 ha por píxel que presentan un valor de 1 en caso de que el dNBR esté por encima del umbral y 0 en caso contrario.

Para mitigar la detección de falsos positivos por el modelo dNBR se aplica una máscara de NDVI en el periodo previo a los incendios, basándose en la idea de que no puede existir un incendio forestal en lugares donde no existe vegetación previamente. Se realiza un análisis de cobertura vegetal a nivel regional y se define en 0,4 el valor del umbral de NDVI para distinguir la cobertura vegetacional, excepto para las regiones de Ñuble y Biobío que se fija en 0,35.

Para reducir el ruido de las predicciones, cada ráster pasa luego por un proceso que por un lado excluye las áreas quemadas menores a 5 ha y por otro lado asigna como áreas quemadas aquellos píxeles con valor 0 que estén completamente rodeados por píxeles con valor 1.

2.4. Análisis de similitud

Para evaluar los umbrales de dNBR primero se debe transformar la información contenida en los polígonos de incendios de CONAF a un ráster que tenga las mismas dimensiones que los ráster obtenidos de la etapa anterior, asignando valor 1 a aquellos píxeles que caen dentro del polígono de áreas quemadas y 0 de lo contrario.

El análisis de similitud entre el ráster de áreas quemadas detectados por dNBR (A) y el raster de eventos reportados por CONAF (B) se hace de

manera independiente por cada uso de suelo, umbral y región. Esta similitud se mide a través del coeficiente de Sorensen-Dice (Ecuación 3) el cual es equivalente al F1 score (Dice, 1945; Santana et al., 2020), una métrica comúnmente utilizada en clasificación supervisada.

$$DICE_{u,r,s} = \frac{2(A_{u,r,s} \cap B_{u,r,s})}{A_{u,r,s} + B_{u,r,s}} \quad (3)$$

Donde el subíndice indica el valor de umbral utilizado, la región de cálculo y el uso de suelo.

Este indicador posee la ventaja de asignar la misma importancia a los dos tipos de errores en el modelo: la detección de incendios donde CONAF no los reporta (falso positivo) y la no detección de eventos donde efectivamente se reportan (falso negativo).

El análisis del DICE se complementa con un proceso de descomposición estadística, donde se estudian los componentes particulares del indicador de similitud, es decir, el conteo de áreas afectadas reportadas y detectadas. Adicionalmente se utilizó como herramienta la inspección de cartas geográficas y análisis visual para la caracterización de umbrales.

Para las seis regiones del área de estudio y para cada uno de los siete usos de suelo se evalúan todos los valores de umbral de dNBR y se selecciona el umbral que obtiene el mejor DICE, dando como resultado un mosaico de 42 umbrales locales. Para estos umbrales se alcanzan diferentes niveles de efectividad de acuerdo al valor DICE, por lo tanto, se presentarán los resultados diferenciando los umbrales con sus respectivos valores DICE para cada uso de suelo y región administrativa.

Finalmente se procede a la generación de polígonos de las áreas resultantes, donde se transforman los ráster de áreas quemadas obtenidos por el modelo dNBR a polígonos de áreas quemadas a nivel regional, simplificando los contornos del ráster y unificando polígonos contiguos.

Se utiliza como caso base la estimación de áreas quemadas a partir de los umbrales de dNBR planteados por Key y Benson (2006), utilizándose los mismos valores para todos los usos de suelos. De esta forma se calcula el desempeño de estos umbrales globales a través de un valor DICE regional simplificando la ecuación (3).

Este proceso permite comparar el desempeño de nuestra metodología con el caso base, lo que nos permitirá determinar si el uso de umbrales diferenciados por uso de suelo es más adecuado para identificar áreas quemadas.

3. Resultados

Luego de ejecutar la metodología para todas las regiones y usos de suelo, se obtienen los umbrales presentados en la tabla 2, con sus respectivos

Tabla 2. Conjunto de umbrales de dNBR obtenidos para cada región y uso de suelo. Se presentan también el % de área quemada, el valor DICE, el ratio de Falsos Positivos.

	Región	Umbral dNBR	DICE	% Área Quemada	% Falsos Positivos
Áreas urbanas e industriales	Biobío	0,10	0%	1%	0%
	Maule	0,10	0%	2%	0%
	Metropolitana	0,15	0%	0%	0%
	Ñuble	0,20	0%	0%	0%
	O'Higgins	0,10	0%	0%	0%
	Valparaíso	0,15	70%	0%	0%
Bosque nativo y mixto	Biobío	0,10	48%	1%	0%
	Maule	0,10	55%	7%	0%
	Metropolitana	0,10	67%	6%	1%
	Ñuble	0,10	41%	2%	1%
	O'Higgins	0,10	67%	8%	0%
	Valparaíso	0,15	51%	2%	1%
Humedales	Biobío	0,25	0%	2%	0%
	Maule	0,10	0%	11%	0%
	Metropolitana	0,15	100%	0%	0%
	Ñuble	0,05	0%	5%	0%
	O'Higgins	0,05	100%	0%	0%
	Valparaíso	0,15	0%	1%	0%
Plantaciones Forestales	Biobío	0,10	75%	5%	1%
	Maule	0,05	84%	31%	3%
	Metropolitana	0,15	0%	0%	0%
	Ñuble	0,10	75%	5%	1%
	O'Higgins	0,05	81%	28%	3%
	Valparaíso	0,40	0%	1%	0%
Praderas y Matorrales	Biobío	0,25	11%	3%	0%
	Maule	0,15	14%	7%	0%
	Metropolitana	0,20	10%	2%	0%
	Ñuble	0,15	28%	4%	1%
	O'Higgins	0,20	8%	4%	0%
	Valparaíso	0,35	0%	1%	0%
Terrenos Agrícolas	Biobío	0,45	0%	2%	0%
	Maule	0,45	0%	2%	0%
	Metropolitana	0,35	0%	0%	0%
	Ñuble	0,45	0%	1%	0%
	O'Higgins	0,25	0%	3%	0%
	Valparaíso	0,35	0%	1%	0%
Usos sin vegetación	Biobío	0,20	0%	0%	0%
	Maule	0,10	0%	0%	0%
	Metropolitana	0,30	0%	0%	0%
	Ñuble	0,10	0%	0%	0%
	O'Higgins	0,05	0%	0%	0%
	Valparaíso	0,20	0%	0%	0%

valores de DICE, porcentaje de superficie quemada y ratio de falsos positivos. Se puede observar que para los usos de ‘Bosque nativo y mixto’, ‘Plantaciones forestales’ y ‘Praderas y Matorrales’ se logra obtener umbrales con buen nivel de DICE en gran parte de las regiones. En el caso de las coberturas ‘Usos sin vegetación’, ‘Humedales’ y ‘Áreas urbanas e industriales’ se identificaron umbrales casi únicamente en base a los falsos positivos ya que por su naturaleza estos ecosistemas presentan baja prevalencia de incendios. El uso de suelos en el que se reportan mayores dificultades para el modelo es en ‘Terrenos agrícolas’, donde la actividad agroindustrial genera una alta cantidad de patrones espurios, sobre todo en la zona sur del área de estudio (regiones de Maule, Ñuble y Biobío).

Los conjuntos de umbrales regionales que se muestran en la tabla 2 fueron utilizados para crear mosaicos regionales de áreas quemadas. El desempeño de esta metodología se compara con los casos base descritos en la metodología, consistente en el uso de umbrales globales de acuerdo con los valores de Key y Benson, y se presentan en la Figura 3. La similitud que se obtiene para el mosaico es estrictamente superior para todas las regiones relativa a la similitud obtenida por umbrales únicos, para todos los usos de suelo. Existen casos, como por ejemplo el umbral único de 0,1 en la región de O’Higgins, donde el valor del DICE es equivalente al obtenido por el conjunto de umbrales locales (70% vs. 72%), aunque en contraste, otros casos como la región del Ñuble, el mejor resultado obtenido por umbral único obtiene un DICE que está 52 puntos porcentuales bajo el modelo propuesto (15% vs. 67%).

Si analizamos el caso particular de la región del Maule, la cual acumula el 54% del área afectada por los MI17 podemos observar que para esta región todos los usos de suelo presentan un porcentaje de área quemada (a excepción de usos sin vegetación), de acuerdo con lo observado en la tabla 2. Para ‘Áreas urbanas e industriales’ y ‘Humedales’ se obtuvo un umbral de descarte de 0,1 valor que coincide con lo reportado por otros autores, al igual que el umbral obtenido para la cobertura de ‘usos sin vegetación’. Para ‘Bosques nativos y mixtos’, ‘Plantaciones forestales’ y ‘Praderas y matorrales’ los umbrales obtenidos no solo identifican incendios correctamente, si

no que maximizan la similitud entre los incendios detectados y los reportados por CONAF medida a través del DICE. El resultado más extremo se da para la cobertura de ‘Terrenos agrícolas’, donde el umbral más alto utilizado en la muestra (0,45) no solo es incapaz de identificar correctamente las áreas quemadas, sino que tampoco elimina el error de falsos positivos. Esto se refleja gráficamente en la Figura 4, donde se puede observar que el modelo de ‘Terrenos agrícolas’ genera mayores falsos positivos y falsos negativos que para ‘Plantaciones Forestales’.

4. Discusión

Diversos estudios recientes desarrollados en torno al dNBR lo aplican principalmente para determinar los niveles de severidad de los incendios. En zonas quemadas se han observado valores de dNBR entre 0,1 y 0,27 con un margen de $\pm 0,1$. Esto implica que el umbral que diferencia zonas afectadas de zonas no afectadas por incendios debiese encontrarse entre los valores de 0 y 0,37. A pesar de esto y tal como demuestran Delegido *et al.* (2018) para Argentina se ha comprobado que para algunos casos es necesario utilizar valores mayores de dNBR para que el modelo detecte áreas quemadas de forma correcta. De hecho, en un 10% de nuestros casos de estudio los umbrales obtenidos son iguales o superiores a 0,4 y en un 17% de las ocasiones iguales o mayores a 0,5. Por lo tanto, la varianza propuesta por Key y Benson (2006) a partir de su estudio en Estadios Unidos no es suficiente para abordar la diversidad territorial y de especies en nuestra área de estudio.

El desempeño de un único umbral no diferenciado supondrá mayor cantidad de errores en la detección de zonas afectadas por incendios a través del modelo dNBR, y es posible que esta dinámica se repita para los estudios que utilizan el modelo dNBR para estimar la severidad de los incendios.

Algunos autores proponen el uso del indicador RdNBR para la identificación de áreas quemadas (Botella-Martinez y Fernandez-Manso, 2017; Fassnacht *et al.*, 2021; Miranda *et al.*, 2022), ya que al considerar el cambio porcentual permite comparar los valores obtenidos en diferentes coberturas de suelo, y sería más efectivo en caso de que se utilizara un solo umbral para todo el territorio. Sin embargo, en otros trabajos se han

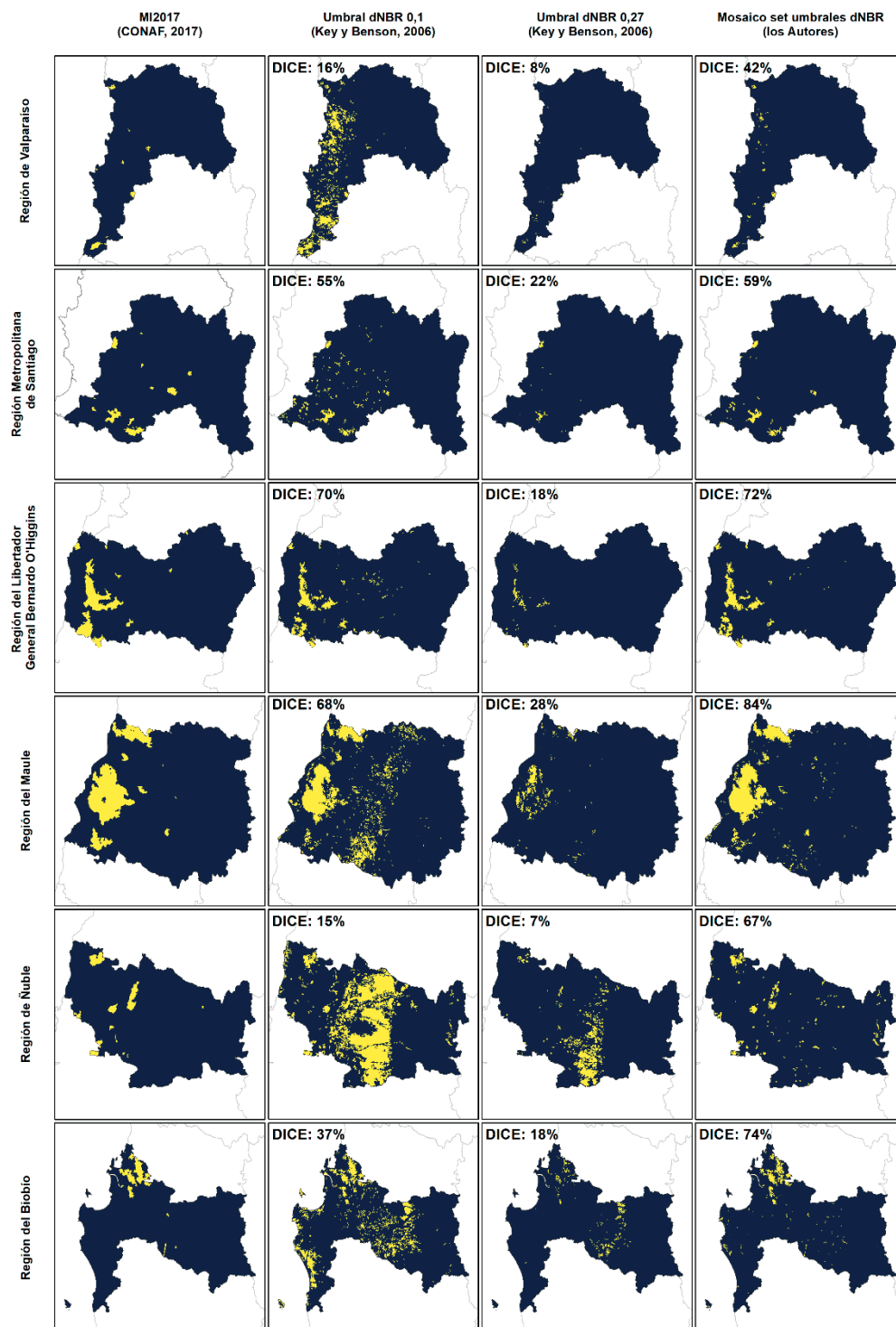


Figura 3. Resultados del proceso de detección de áreas quemadas, representadas en color amarillo. En cada fila se presenta una región de estudio y en las columnas se representan las áreas quemadas según lo reportado por CONAF (1), según los umbrales propuestos por Key y Benson (2 y 3), y según los resultados obtenidos con la metodología propuesta (4). En las columnas 2, 3 y 4 se reporta el valor de DICE obtenido para cada escenario.

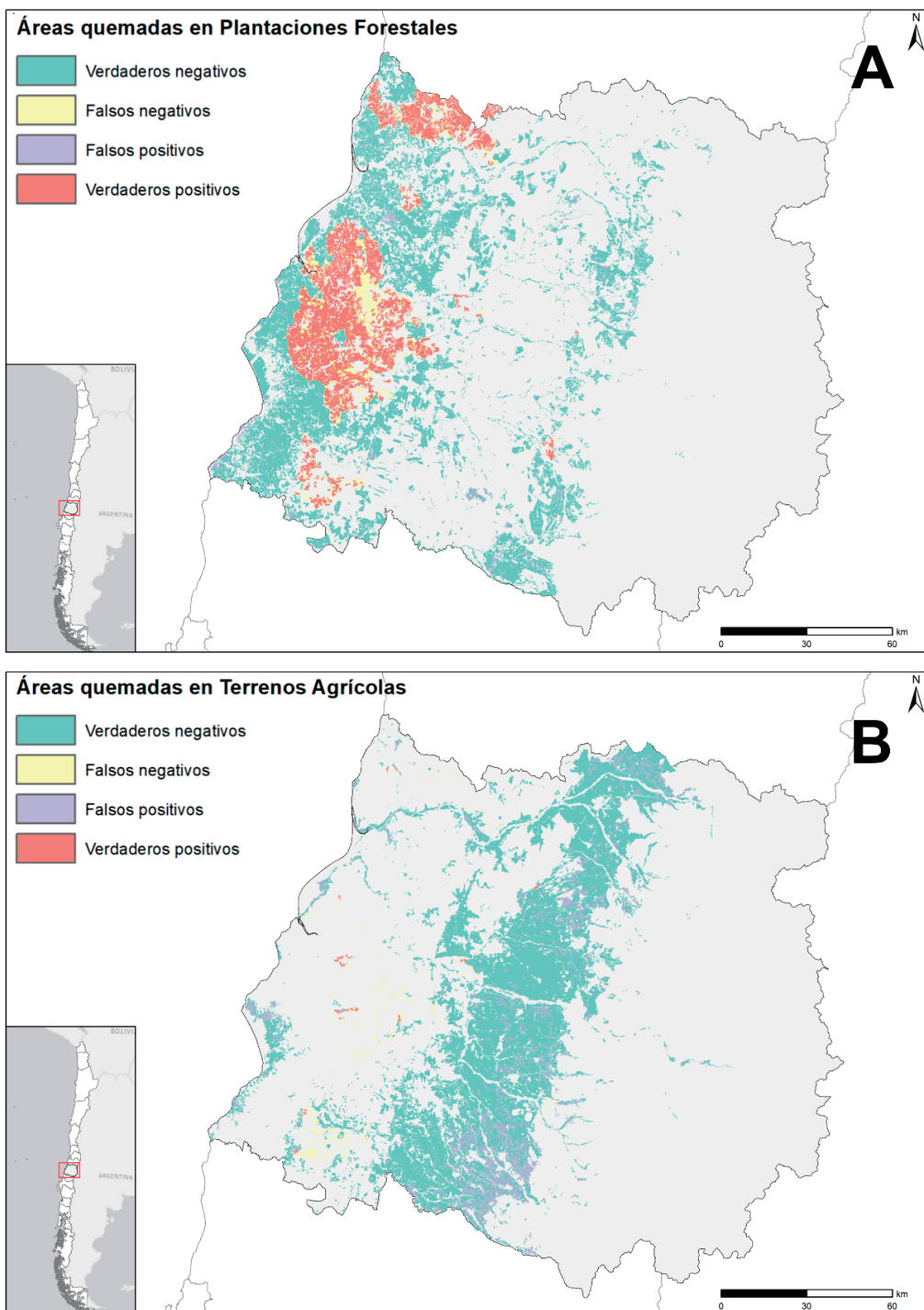


Figura 4. Afectación de áreas quemadas en Región de Maule para plantaciones forestales (A) y Terrenos agrícolas (B). En cada panel se muestra el resultado obtenido por el modelo para detectar áreas quemadas y no quemadas con los umbrales de dNBR propuestos. En verde se representan los aciertos de áreas no quemadas, o verdaderos negativos; en rojo los aciertos de áreas quemadas, o verdaderos positivos; en amarillo los falsos negativos y en morado los falsos positivos.

reportado casos en los que el dNBR tiene desempeño similar al RdNBR (Arellano *et al.*, 2017; Cai y Wang, 2022). Tomando en consideración los resultados obtenidos en este estudio se podría sugerir que la distinción de umbrales por cobertura de suelo sería una estrategia efectiva para la identificación de áreas quemadas en territorios con alta diversidad de coberturas de suelo.

Los resultados obtenidos para ‘Terrenos agrícolas’ indican un mal desempeño del modelo de identificación propuesto debido a la alta cantidad de falsos positivos. Es muy posible que cada una de estas plantaciones posea un comportamiento de dNBR particular debido a las características particulares al tipo de cultivo y sus respectivos ciclos estacionales. En consecuencia, es necesario investigar detalladamente el desempeño de este modelo para los distintos tipos de sub-usos agrícolas.

El problema de detección de falsos positivos, es decir, detectar incendios donde no se reportan eventos, se encuentra principalmente asociado a la deforestación antrópica ligada a la silvicultura, a la creación de cortafuegos para evitar el avance de incendios o a la identificación de incendios menores a 200 ha no reportados por CONAF.

Para el uso de ‘Áreas urbanas e industriales’ como para la cobertura de ‘Usos sin vegetación’ es de esperar hallar bajos desempeños debido a que el dNBR es un índice espectral basado en la salud vegetal, elemento que es escaso o nulo en ambos casos. En aquellos usos de suelo con baja incidencia de incendios se detectan umbrales que tienen bajo desempeño en el valor DICE, por lo podría ser necesario evaluar umbrales superiores a 0,45 para estos casos. Esto marca una clara diferencia con el intervalo de umbrales de identificación de zonas quemadas propuesto en estudios previos.

Los ciclos estacionales de la vegetación y la rapidez de recuperación tras un evento pueden ser factores explicativos para la gran cantidad de umbrales hallados en las coberturas de ‘Humedales’ con valor de DICE igual a cero. La rapidez de recuperación también puede ser una variable relevante para los resultados y los bajos niveles de similitud encontrados para ‘Praderas y Matorrales’.

Se obtuvo una amplia diversidad de umbrales de dNBR según uso de suelo y región. Como cada ecosistema analizado tiene condiciones geográficas únicas, entonces los resultados solo

tienen aplicabilidad directa en ecosistemas homólogos, lo que constituye una gran limitación de este estudio. Esta limitación se puede abordar caracterizando cada ecosistema estudiado a partir de su firma espectral. De esta manera la metodología no dependerá de la disponibilidad de datos sobre cobertura de suelos, ni de divisiones político-administrativas.

Otra limitación del trabajo está en suponer que solo hay áreas quemadas y no quemadas, agregando diferentes niveles de severidad en una sola categoría, por lo que futuros estudios buscaran incorporar la severidad en los algoritmos de delimitación de áreas quemadas.

La plataforma de *Google Earth Engine* utilizada en esta investigación supone una oportunidad para la masificación de modelos de identificación de áreas quemadas. Durante la etapa de proceso de imágenes satelitales se gestionaron 130 imágenes en aproximadamente 2,5 horas, lo cual supone una gran ventaja de la metodología respecto a la cantidad de información procesada. Se espera que la aplicación de esta herramienta en futuras investigaciones contribuya de manera significativa a los estudios ambientales en la región. Las oportunidades de escalabilidad de los procesos implican la oportunidad de estudiar grandes territorios en amplios y diversos periodos de tiempo.

Estos resultados nos permiten confirmar la hipótesis de que un modelo de delimitación de áreas quemadas basado en el dNBR tendrá un mejor desempeño si los umbrales de detección se diferencian reconociendo la variabilidad vegetal determinada por la geografía del área de estudio y la cobertura de uso de suelos.

Agradecimientos

Los autores quisieran agradecer a CONAF por todo el apoyo entregado durante el desarrollo de este proyecto. También agradece el apoyo de la Fundación Data Observatory (DO) y del Centro de Estudios de Conflicto y Cohesión Social (COES) ANID/FONDAP/1513009. Finalmente, agradecemos también a los revisores anónimos cuyos comentarios y sugerencias nos permitieron mejorar sustancialmente este manuscrito.

Referencias

- Arellano, S., Vega, J.A., Rodríguez, F., Fernández, C., Vega-Nieva, D., Ruiz-González, A.D. 2017. Validación de los índices de teledetección dNBR y RdNBR para determinar la severidad del fuego en el incendio forestal de Oia-O Rosal (Pontevedra) en 2013. *Revista de Teledetección*, (49), 49-61. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7137>
- Balocchi, F., Flores, N., Neary, D., White, D.A., Silberstein, R., de Arellano, P.R. 2020. The effect of the 'Las Maquinas' wildfire of 2017 on the hydrologic balance of a high conservation value Hualo (*Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser) forest in central Chile. *Forest Ecology and Management*, 477, 118482. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118482>
- Barbosa, P.M., Stroppiana, D., Grégoire, J.M., Cardoso Pereira, J.M. 1999. An assessment of vegetation fire in Africa (1981–1991): Burned areas, burned biomass, and atmospheric emissions. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4), 933-950. <https://doi.org/10.1029/1999GB900042>
- Botella-Martínez, M.A., Fernández-Manso, A. 2017. Estudio de la severidad post-incendio en la Comunidad Valenciana comparando los índices dNBR, RdNBR y RBR a partir de imágenes Landsat 8. *Revista de Teledetección*, (49), 33-47. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7095>
- Bowman, D.M., Moreira-Muñoz, A., Kolden, C.A., Chávez, R.O., Muñoz, A.A., Salinas, F.,... Johnston, F.H. 2019. Human–environmental drivers and impacts of the globally extreme 2017 Chilean fires. *Ambio*, 48(4), 350-362. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1084-1>
- Cai, L., Wang, M. 2022. Is the RdNBR a better estimator of wildfire burn severity than the dNBR? A discussion and case study in southeast China. *Geocarto International*, 37(3), 758-772. <https://doi.org/10.1080/10106049.2020.1737973>
- Castillo-Soto, M.E. 2012. The identification and assessment of areas at risk of forest fire using fuzzy methodology. *Applied Geography*, 35(1-2), 199-207. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.07.001>
- Chuvieco, E., Mouillot, F., Van der Werf, G.R., San Miguel, J., Tanase, M., Koutsias, N.,... Giglio, L. 2019. Historical background and current developments for mapping burned area from satellite Earth observation. *Remote Sensing of Environment*, 225, 45-64. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.013>
- Chuvieco, E., Congalton, R.G. 1988. Mapping and inventory of forest fires from digital processing of TM data. *Geocarto International*, 3(4), 41-53. <https://doi.org/10.1080/10106048809354180>
- Corporación Nacional Forestal (CONAF) 2017. Análisis de la Afectación y Severidad de los Incendios Forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y Los Ríos de Chile. Informe Técnico. 56 p. Santiago, Chile.
- Curtis, P.G., Slay, C.M., Harris, N.L., Tyukavina, A., Hansen, M.C. 2018. Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108-1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>
- Delegido, J., Pezzola, A., Casella, A., Winschel, C., Urrego, P., Jimenez-Munoz, J.C.,... & Moreno, J. 2018. Estimación del grado de severidad de incendios en el sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina, usando Sentinel-2 y su comparación con Landsat-8. *Revista de Teledetección*, (51), 47-60. <https://doi.org/10.4995/raet.2018.8934>
- Dice, L.R. 1945. Measures of the amount of ecologic association between species. *Ecology*, 26(3), 297-302. <https://doi.org/10.2307/1932409>
- Duncan, B.N., Martin, R.V., Staudt, A.C., Yevich, R., Logan, J.A. 2003. Interannual and seasonal variability of biomass burning emissions constrained by satellite observations. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 108(D2), ACH-1. <https://doi.org/10.1029/2002JD002378>
- Fassnacht, F.E., Schmidt-Riese, E., Kattenborn, T., Hernández, J. 2021. Explaining Sentinel 2-based dNBR and RdNBR variability with reference data from the bird's eye (UAS) perspective. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 95, 102262. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102262>
- Garreaud, R.D., Alvarez-Garretón, C., Barichivich, J., Boisier, J.P., Christie, D., Galleguillos, M.,... Zambrano-Bigiarini, M. 2017. The 2010–2015 megadrought in central Chile: Impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and earth system sciences*, 21(12), 6307-6327. <https://doi.org/10.5194/hess-21-6307-2017>
- Giglio, L., Randerson, J.T., Van der Werf, G.R., Kasibhatla, P.S., Collatz, G.J., Morton, D.C., DeFries, R.S. 2010. Assessing variability and long-term trends in burned area by merging multiple satellite fire products. *Biogeosciences*, 7(3), 1171-1186. <https://doi.org/10.5194/bg-7-1171-2010>

- Giglio, L., Randerson, J.T., Van Der Werf, G.R. 2013. Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth-generation global fire emissions database (GFED4). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118(1), 317-328. <https://doi.org/10.1002/jgrg.20042>
- Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D.P., Humber, M.L., Justice, C.O. 2018. The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. *Remote sensing of environment*, 217, 72-85. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.08.005>
- González, M.E., Sapiains, R., Gómez-González, S., Garreaud, R., Miranda, A., Galleguillos, M.,... & Castillo, I. 2020. Incendios forestales en Chile: causas, impactos y resiliencia. *Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)*, 2.
- Key, C.H., Benson, N.C. 2006. Landscape assessment (LA). In: Lutes, Duncan C., Keane, Robert E., Caratti, John F., Key, Carl H., Benson, Nathan C., Sutherland, Steve, Gangi, Larry J. 2006. FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. LA-1-55, 164.
- Handke, M. 2019. La (des) contextualización del conocimiento geográfico en el manejo del riesgo de incendios forestales en Chile como un desafío para la gobernanza. *Revista de Geografía Norte Grande*, (74), 65-91. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022019000300065>
- Heredia, Á., Martínez, S., Quintero, E., Piñeros, W., Chuvieco, E. 2003. Comparación de distintas técnicas de análisis digital para la cartografía de áreas quemadas con imágenes Landsat ETM+. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (3), 216-234.
- Ito, A., Penner, J.E. 2004. Global estimates of biomass burning emissions based on satellite imagery for the year 2000. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 109(D14). <https://doi.org/10.1029/2003JD004423>
- Lentile, L.B., Holden, Z.A., Smith, A.M., Falkowski, M.J., Hudak, A.T., Morgan, P.,... Benson, N.C. 2006. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *International Journal of Wildland Fire*, 15(3), 319-345. <https://doi.org/10.1071/WF05097>
- Llorens, R., Sobrino, J.A., Fernández, C., Fernández-Alonso, J.M., Vega, J.A. 2021. A methodology to estimate forest fires burned areas and burn severity degrees using Sentinel-2 data. Application to the October 2017 fires in the Iberian Peninsula. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 95, 102243. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102243>
- Michalijos, M.P., Uboldi, J. 2013. Propuesta metodológica para la evaluación de áreas afectadas por incendios mediante el uso de imágenes satelitales (Sierra de la Ventana, Argentina). *Revista de Geografía Norte Grande*, (56), 223-234. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022013000300012>
- Milne, A.K. 1986. The use of remote sensing in mapping and monitoring vegetational change associated with bushfire events in Eastern Australia. *Geocarto International*, 1(1), 25-32. <https://doi.org/10.1080/10106048609354022>
- Miranda, A., Mentler, R., Moletto-Lobos, Í., Alfaro, G., Aliaga, L., Balbontín, D.,... Urrutia, V. 2022. The Landscape Fire Scars Database: mapping historical burned area and fire severity in Chile. *Earth System Science Data*, 14(8), 3599-3613. <https://doi.org/10.5194/essd-14-3599-2022>
- Mouillot, F., Field, C.B. 2005. Fire history and the global carbon budget: a 1×1 fire history reconstruction for the 20th century. *Global Change Biology*, 11(3), 398-420. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00920.x>
- Mouillot, F., Narasimha, A., Balkanski, Y., Lamarque, J.F., Field, C.B. 2006. Global carbon emissions from biomass burning in the 20th century. *Geophysical Research Letters*, 33(1). <https://doi.org/10.1029/2005GL024707>
- Mouillot, F., Schultz, M.G., Yue, C., Cadule, P., Tansey, K., Ciaïis, P., Chuvieco, E. 2014. Ten years of global burned area products from spaceborne remote sensing—A review: Analysis of user needs and recommendations for future developments. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26, 64-79. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.05.014>
- Peña, M.A., Martínez, G. 2021. Mapping damage on forests burnt in Central Chile by modelling ex-ante and ex-post spectral indices. *BOSQUE*, 42(2), 205-215. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002021000200205>
- Pérez Mato, J. 2017. *Autonomous wildfire geolocation system based on thermographic and synthetic vision techniques*. Doctoral dissertation. <https://acceda.cris.ulpgc.es/jspui/handle/10553/26207>.

- Perilla, G.A., Mas, J.F. 2020. Google Earth Engine (GEE): una poderosa herramienta que vincula el potencial de los datos masivos y la eficacia del procesamiento en la nube. *Investigaciones geográficas*, (101). <https://doi.org/10.14350/rig.59929>
- Roy, D.P., Boschetti, L., Smith, A.M. 2013. Satellite remote sensing of fires. *Fire phenomena and the Earth system: An interdisciplinary guide to fire science*, 77-93. <https://doi.org/10.1002/9781118529539.ch5>
- Sánchez, A. 2003. *Geografía de Chile*. Editorial Bibliográfica Internacional, Santiago de Chile.
- Santana, O.J., Hernández-Sosa, D., Martz, J., Smith, R.N. 2020. Neural network training for the detection and classification of oceanic mesoscale eddies. *Remote Sensing*, 12(16), 2625. <https://doi.org/10.3390/rs12162625>
- Schroeder, W., Oliva, P., Giglio, L., Csiszar, I.A. 2014. The New VIIRS 375 m active fire detection data product: Algorithm description and initial assessment. *Remote Sensing of Environment*, 143, 85-96. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.12.008>
- Smith, R.B., Woodgate, P.W. 1985. Appraisal of fire damage and inventory for timber salvage by remote sensing in mountain ash forests in Victoria. *Australian Forestry*, 48(4), 252-263. <https://doi.org/10.1080/00049158.1985.10674453>
- Úbeda, X., Sarricolea, P. 2016. Wildfires in Chile: A review. *Global and Planetary Change*, 146, 152-161. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.10.004>
- van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Collatz, G.J., Kasibhatla, P.S., Arellano Jr, A.F. 2006. Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(11), 3423-3441. <https://doi.org/10.5194/acp-6-3423-2006>
- Villagra, P., Paula, S. 2021. Wildfire management in Chile: Increasing risks call for more resilient communities. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 63(3), 4-14. <https://doi.org/10.1080/00139157.2021.1898891>