

Informe
Proyecto
Arclim

Bosques Nativos y Plantaciones Forestales

ARCLIM
Atlas de Riesgo Climático
Chile



Equipo realizador:

Alejandro Miranda

Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2
y Universidad de La Frontera

Jaime Carrasco

Universidad de Chile, Instituto de Sistemas Complejos
de Ingeniería (ISCI)

Mauro González

Universidad Austral de Chile y Centro de Ciencia del
Clima y la Resiliencia (CR)2

Rayén Mentler

Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2

Ítalo Moletto

Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2

Adison Altamirano

Universidad de La Frontera

Antonio Lara

Universidad Austral de Chile

Temuco, Chile - 2020



Este informe debe citarse de la siguiente manera:

Miranda, A.; Carrasco, J.; González, M.; Mentler, R.; Moletto, Í.; Altamirano, A. & Lara, A.; 2020. Informe Proyecto ARClím: Bosques Nativos y Plantaciones Forestales. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia, Universidad de La Frontera, Instituto de Sistemas Complejos de Ingeniería, Universidad de Chile y Universidad Austral de Chile coordinado por Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia y Centro de Cambio Global UC para el Ministerio del Medio Ambiente a través de La Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ). Temuco.

Preparado para:



ARClím es un proyecto del Ministerio del Medio Ambiente del Gobierno de Chile apoyado por el Programa Mundial de Evaluación y Gestión de Riesgos para la Adaptación al Cambio Climático (Pérdidas y Daños) por encargo del Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo (BMZ).

Coordinado por:



Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2
ANID/FONDAP/15110009



Centro Interdisciplinario de Cambio Global UC
de la Pontificia Universidad Católica de Chile

Desarrollado por:



Informe
Proyecto
Arclim

Bosques Nativos y Plantaciones Forestales

ARCLIM
Atlas de Riesgo Climático
Chile



ÍNDICE DE CONTENIDOS

Pág.		Pág.	
1	1. Introducción		
3	1.1 Objetivos.	16	2.4.3 Sensibilidad a incendios forestales.
5	2. Metodología	18	2.5 Amenazas sobre bosques nativos y plantaciones forestales.
5	2.1 Área de estudio.	19	2.5.1 Amenazas a la productividad de bosques nativos y plantaciones forestales por efecto de cambios en el régimen de temperatura y de precipitación.
6	2.2 Descripción general de la evaluación del Riesgo en bosques nativos y plantaciones forestales.	19	2.5.2 Amenaza asociada a la ocurrencia de incendios en bosques nativos y plantaciones forestales: efecto de las olas de calor.
6	2.2.1 Descripción y antecedentes generales del sistema bosques nativos.	21	3. Resultados
7	2.2.2 Descripción y antecedentes generales del sistema plantaciones forestales.	21	3.1 Exposición de bosques nativos y plantaciones forestales.
8	2.2.3 Evaluación del Riesgo en bosques nativos y plantaciones forestales.	23	3.2 Sensibilidad de bosques nativos y plantaciones forestales.
9	2.3 Exposición de los bosques nativos y plantaciones forestales.	23	3.2.1 Sensibilidad de bosques nativos a cambios en el régimen de temperatura y de precipitación.
12	2.4 Sensibilidad de los bosques nativos y plantaciones forestales a cambios en el régimen de temperatura y de precipitación.	25	3.2.2 Sensibilidad de plantaciones forestales a cambios en el régimen de temperatura y de precipitación
13	2.4.1 Sensibilidad de bosques nativos a cambios en el régimen de temperatura y de precipitación.	26	3.2.3 Sensibilidad a incendios forestales.
14	2.4.2 Sensibilidad de plantaciones forestales a cambios en el régimen de temperatura y de precipitación.	27	3.3 Amenaza sobre la productividad de bosques nativos y plantaciones forestales.

Pág.

27 3.3.1 Amenaza sobre bosques nativos por cambios en el régimen de temperatura y de precipitación.

29 3.3.2 Amenaza en plantaciones forestales por cambios en el régimen de temperatura y de precipitación.

30 3.3.3 Amenaza sobre bosques nativos y plantaciones forestales por la ocurrencia de incendios.

33 **4. Conclusiones**

35 **5. Referencias**



ÍNDICE DE FIGURAS

Pág.

- 6** **Figura 1.**
Área de estudio.
- 9** **Figura 2.**
Esquema general para el cálculo del Riesgo climático en bosques nativos y plantaciones forestales.
- 15** **Figura 3.**
Representación gráfica de los pasos involucrados.
- 22** **Figura 4.**
Exposición de bosques nativos y de plantaciones forestales.
- 24** **Figura 5.**
Tendencia de las series temporales de NDVI de bosque nativos y plantaciones forestales.
- 25** **Figura 6.**
Relación entre la variable respuesta (anomalías del verdor) y las variables predictoras más importantes en el modelo general.
- 26** **Figura 7.**
Probabilidad de ocurrencia de incendios y la importancia de las variables en la estimación de la Sensibilidad.
- 27** **Figura 8.**
Sensibilidad de bosques nativos y plantaciones forestales a incendios forestales.
- 28** **Figura 9.**
Relación entre la variable respuesta (anomalías del verdor) y las variables climáticas.

Pág.

- 29** **Figura 10.**
Relación del NDVI precosecha para los períodos 2000 - 2015 y 2016 -2019.
- 30** **Figura 11.**
Relación entre la variable respuesta (anomalías del verdor) y las variables climáticas 1) PP: precipitación (mm) y 2) OC: olas de calor. Entre paréntesis, la importancia de las variables individuales en la predicción para cada modelo.
- 30** **Figura 12.**
Frecuencia de temporadas en diferentes rangos de días sobre 30 °C al mes. / Área total quemada en relación a los mismos rangos. Predicción para cada modelo.
- 31** **Figura 13.**
Frecuencia de meses en diferentes rangos de días sobre 30 °C. / Área total quemada en relación a los mismos rangos.
- 31** **Figura 14.**
Relación entre el área quemada mensual y el número de días con temperaturas sobre 30°C en el mes.

ÍNDICE DE TABLAS

Pág.

- 10** **Tabla 1.**
Criterios de Exposición para bosques nativos.
- 11** **Tabla 2.**
Criterios de Exposición para plantaciones forestales.
- 17** **Tabla 3.**
Variables para construir el modelo de machine learning en el área de estudio sobre la probabilidad de ignición.
- 23** **Tabla 4.**
Exposición de bosques nativos y plantaciones forestales por región administrativa.
- 25** **Tabla 5.**
Evaluación de modelos de cambio en el verdor de los bosques en dos grupos de regiones administrativas: 1) entre las regiones de Coquimbo y Los Lagos, y 2) entre las regiones de Aysén y de Magallanes.
- 28** **Tabla 6.**
Evaluación de modelos de cambio en el verdor de los bosques en dos grupos de regiones administrativas: 1) entre las regiones de Coquimbo y de Los Lagos, y 2) entre las regiones de Aysén y de Magallanes.



ARCLIM
Atlas de Riesgo Climático
Chile



1029

H

1023





1 INTRO- DUCCIÓN

La mayor Amenaza para la permanencia de los bosques corresponde al cambio del uso del suelo por otras coberturas (Pereira *et al.*, 2010; Sala, 2000), lo cual ha afectado, incluso, sitios de alto valor para la conservación (Allan *et al.*, 2017). Menos evidentes son las consecuencias del cambio climático sobre los bosques, ya que sus efectos podrían operar en distintas direcciones, de manera gradual y acumulativa, generando cambios en sus estructura, composición y función a escalas temporales menos perceptibles, pero en grandes extensiones (Allan *et al.*, 2010, 2015; Clark *et al.*, 2016; McDowell *et al.*, 2020).

Eventos climáticos extremos, en particular las sequías y las olas de calor, pueden tener consecuencias funcionales múltiples, pero con un alto rango de variabilidad entre las especies forestales (Gazol *et al.*, 2018). Como tendencia general, las plantas reaccionan al déficit hídrico mediante la disminución de su tasa de transpiración y un descenso en las tasas de asimilación neta de carbono debido al cierre de las estomas (Martínez-Vilalta *et al.*, 2002; Bréda *et al.*, 2006; Grossiord *et al.*, 2014). Una sequía prolongada puede causar disfunciones en la fisiología de los árboles (Grossiord *et al.*, 2014). Este efecto se puede expresar en la

disminución del crecimiento (Feeley *et al.*, 2007; Gazol *et al.*, 2018) y, en la defoliación y muerte de partes de la copa (Rood *et al.*, 2000). En casos extremos, se puede generar la muerte de los individuos, cuando la capacidad de absorción y transporte de agua u otras funciones fisiológicas son dañadas (Allen *et al.*, 2010, 2015; Anderegg *et al.*, 2013). A nivel de la comunidad de plantas, se ha documentado que la sequía, en combinación con altas temperaturas, puede tener impactos directos sobre la estructura y composición (Barbosa and Asner, 2016) y en la productividad fotosintética de los bosques (Zhou *et al.*, 2014; Barbosa and Asner, 2016; Sulla-Menashe *et al.*, 2018).

Los índices de vegetación (IV's) obtenidos por medio de sensores remotos permiten de manera sistemática la obtención de información sinóptica en todo el globo y con un amplio rango temporal (Pettorelli *et al.*, 2005; Zhang *et al.*, 2017). Los IV's se basan en la alta absorción de la energía de parte de la vegetación en el rango espectral del rojo y una fuerte reflectividad en el rango espectral del infrarrojo cercano. La razón entre ambos entrega un parámetro fisiológico de la abundancia de clorofila en las hojas, lo que determina la productividad fotosintética y el potencial

de crecimiento de las plantas (Running *et al.*, 2004). Los IV's (e.g., NDVI) responden a los cambios fisiológicos que se expresan en cambios de los flujos energéticos de parte de los bosques (Singh *et al.*, 2003; Lloret *et al.*, 2007), por lo que resultan una herramienta clave en la cuantificación de los efectos del cambio climático a mediano plazo y eventos climáticos puntuales sobre los bosques (Zhou *et al.*, 2014; Barbosa and Asner, 2016).

La respuesta de los bosques a la variabilidad climática, expresada en sequías y olas de calor, puede considerarse un efecto directo del clima o cambio climático sobre su funcionamiento. El aumento de la temperatura y la disminución de la disponibilidad de agua han mostrado tener el mayor efecto directo. Pero también se han determinado efectos indirectos sobre los bosques, ya que los cambios en el clima pueden interactuar y facilitar la actividad de otros agentes de disturbios, como incendios, caída por viento e irrupción de insectos y patógenos (Veblen *et al.* 2011; Seidl *et al.*, 2017; McDowell *et al.*, 2020). En particular, uno de los efectos más notorios del aumento de las temperaturas y de sequías prolongadas ha sido el incremento de los incendios, como los ocurridos recientemente en Brasil, Portugal, España, Australia y Chile (Turco *et al.*, 2017; González *et al.*, 2018). Esto ha significado un replanteamiento de la relación del ser humano y el fuego, y de convivir con incendios cada vez más frecuentes y de mayores magnitudes (Moritz *et al.*, 2014).

En Chile, la frecuencia de incendios se encuentra altamente relacionada con las actividades humanas, ya que más del 95% son causados -accidental o intencionalmente- por el ser humano. Su ocurrencia se concentra en zonas altamente pobladas (McWethy *et al.*, 2018; Gómez-González *et al.*, 2019), en las proximidades de caminos (Altamirano *et al.*, 2013; Díaz-Hormazábal y González, 2016) y relacionada a actividades productivas, como las agrícolas y forestales (Gómez-González *et al.*, 2019; McWethy *et al.*, 2018). Sin embargo, la magnitud de dichos incendios tiene una fuerte interacción con las condiciones climáticas favorables para su propagación, como un año lluvioso antes de la temporada de incendios, asociado al efecto del Niño, y una primavera o verano secos durante la temporada de incendios (Holz *et al.*, 2017; Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018)

o bien, sequías (González *et al.*, 2018). Estas condiciones favorables han sido más recurrentes en los últimos años, con un incremento en las temperaturas y una reducción general de precipitación en la zona central del país desde la década de 1980 (Boisier *et al.*, 2016) y una mayor frecuencia de años secos consecutivos entre los años 2010 y 2020 (Garreaud *et al.*, 2017, 2019).

En el año 2017, Chile sufrió la más catastrófica temporada de incendios con ~ 530.000 hectáreas (ha) quemadas, representando 10 veces la media histórica (54,800 ha/año; CONAF, 2018). En dicha temporada, diferentes problemas ambientales (e.g., contaminación del aire, emisiones de gases de efecto invernadero), la pérdida de bosques endémicos, el fallecimiento de once personas y más de 3.000 casas destruidas (de la Barrera *et al.*, 2018; Bowman *et al.*, 2019) han revelado la necesidad de tratar a los incendios como un problema de seguridad nacional, que requiere atención multisectorial. La combinación de mega sequía y olas de calor han producido un aumento en el área total quemada. En la última década, se han producido 16 de los 22 mega incendios registrados desde 1985, representando el 82% del área quemada total por estos eventos desde dicho año. Esto ha significado, también, que la media anual de área quemada de bosques nativos casi se duplicó en el período 2008 - 2018 (González *et al.* 2020).

La suma de bosques nativos y plantaciones forestales representan, aproximadamente, el 20% de la superficie continental de Chile (CONAF, 2018). Por eso, en el contexto particular de este trabajo, se busca entender el efecto potencial del cambio climático sobre bosques nativos y plantaciones forestales en Chile, a través de: 1) la influencia directa en la productividad fotosintética, debido al aumento de las temperaturas y al déficit de precipitación; y 2) el efecto indirecto de estos cambios en el clima sobre la generación de condiciones favorables para la propagación de incendios. Los efectos directos de los cambios recientes en el clima (anomalías de PP y de T ° entre los períodos 2000 - 2009 y 2010 - 2020) se cuantifican mediante los cambios temporales en el índice de vegetación NDVI (Normalized Difference Vegetation Index). El efecto indirecto de estos cambios en el clima sobre los bosques nativos y plantaciones forestales se

estima mediante la relación entre la temperatura máxima y los incendios.

Los bosques nativos y las plantaciones forestales tienen diferencias significativas en cuanto a su estructura y composición; lo mismo respecto de su rol en la biosfera, en especial en términos de conservación de la biodiversidad, provisión de servicios ecosistémicos y el bienestar humano (Reyes and Nelson, 2014; Naudts *et al.* 2016; Almeida *et al.* 2016; Jones *et al.*, 2017; Martínez-Jauregui *et al.*, 2018; Lewis *et al.*, 2019).

Las plantaciones forestales pueden ser clasificadas como un cultivo de árboles (Van Holt and Putz 2017; Curtis *et al.*, 2018), con impactos similares a la agricultura intensiva, destinados -principalmente- a la producción de pulpa y papel (Lara *et al.*, 2019). Los bosques nativos, en tanto, corresponden al patrimonio natural del país, asociado a una alta biodiversidad de especies nativas y endémicas, y a servicios ecosistémicos, incluyendo la regulación climática, el secuestro de carbono y la provisión de agua en cantidad y calidad (Viña *et al.*, 2016; Lewis *et al.*, 2019; Lara *et al.*, 2019). Por lo tanto, en el presente trabajo los bosques nativos y plantaciones forestales son tratados como sistemas diferentes, de manera de interpretar y comprender apropiadamente los efectos potenciales en ambos sistemas para la elaboración de políticas ambientales y la evaluación de impactos ecológicos y sociales (Van Holt and Putz, 2017; Hua *et al.*, 2018).

En el presente informe se resume la estrategia de evaluación del Riesgo climático en bosque nativo y en plantaciones forestales ante incendios forestales, y la evaluación del efecto directo del clima en la productividad fotosintética de ambos sistemas en función de los cambios recientes en precipitación y temperatura.

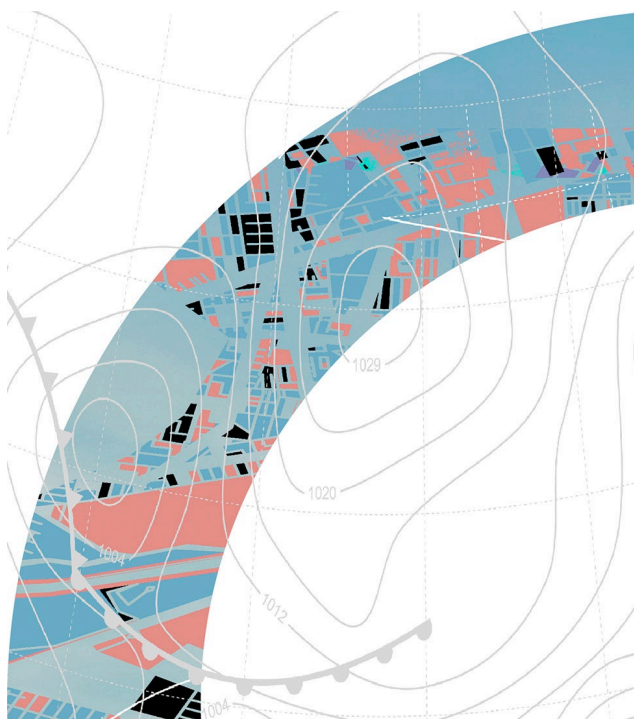
1.1. OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar el Riesgo climático en bosques nativos y en plantaciones forestales, determinando las áreas de mayor Sensibilidad y Amenaza de sufrir incendios forestales o disminución en su productividad.

Objetivos específicos

- a) Cuantificar y determinar la distribución geográfica de bosques nativos y plantaciones forestales (Exposición).
- b) Determinar las áreas más sensibles a sufrir incendios o disminución de su productividad por efecto climático (Sensibilidad).
- c) Definir las principales Amenazas climáticas para los bosques nativos y plantaciones forestales (Amenaza).
- d) Evaluar el Riesgo climático para bosques nativos y para plantaciones forestales.





2 METODO- LOGÍA

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

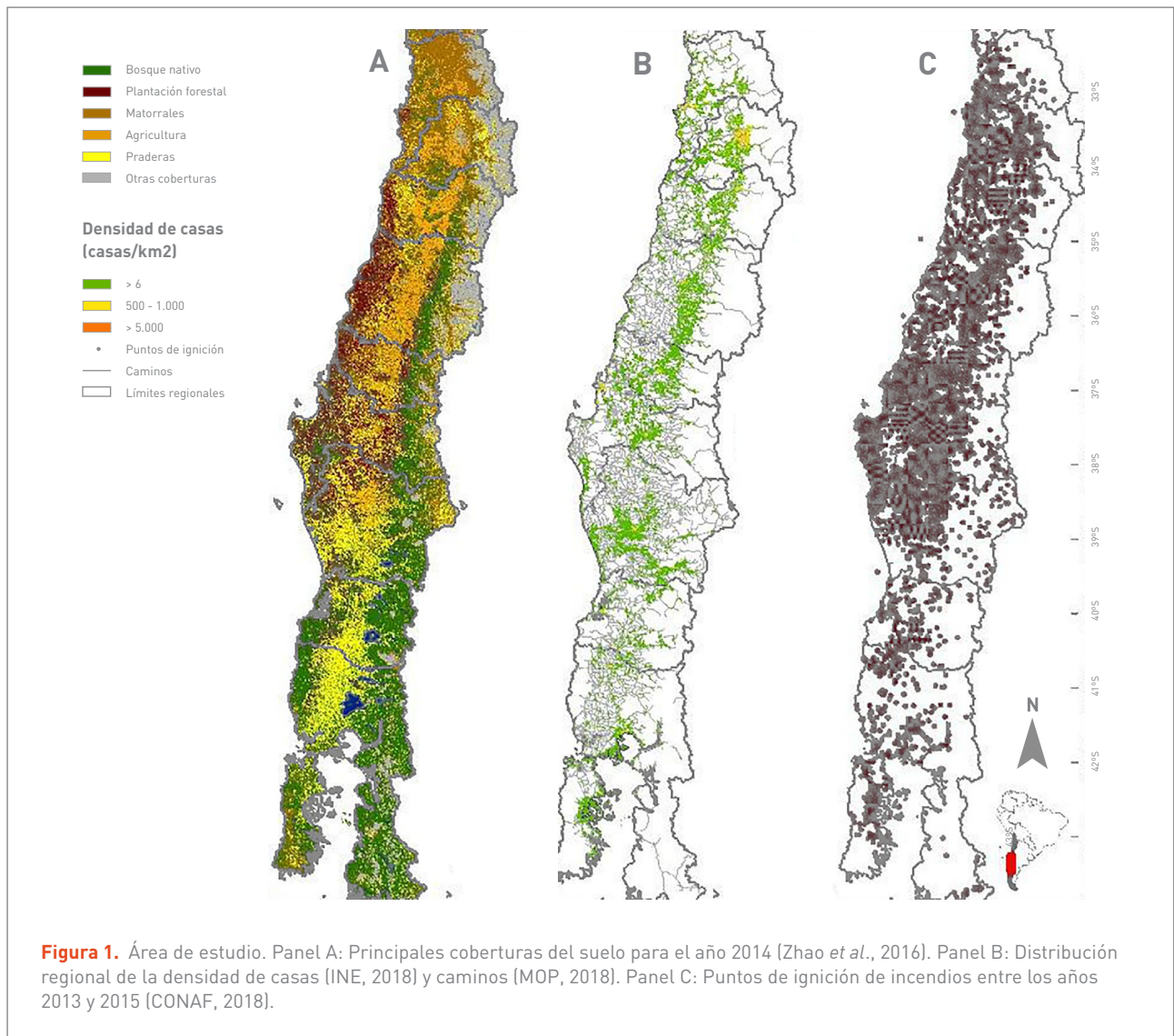
El área de estudio comprende a todo el territorio de Chile continental, desde la Región de Arica y Parinacota a la Región de Magallanes. Sin embargo, más del 99% de los bosques nativos y las plantaciones forestales se encuentran entre las regiones de Coquimbo y de Magallanes, por lo que gran parte de los análisis fueron desarrollados entre dichas regiones. La evaluación de los efectos directos del clima sobre bosques nativos y sobre plantaciones se efectuaron en dicho rango latitudinal. Los incendios, como efecto indirecto del clima y de la actividad humana, se concentran, en más del 98,5%, entre las regiones de Valparaíso y de Los Lagos (González *et al.*, 2018), por lo que los datos utilizados para los análisis provienen, principalmente, de ese rango latitudinal. Esta área incluye ocho regiones administrativas (~212.000 km²) que corresponden a un gradiente latitudinal de 1.350 km. Ahí se concentra, además, el 86% de los asentamientos humanos (**Figura 1**).

La zona norte del área de estudio corresponde a un clima mediterráneo semiárido: una temporada invernal, con pre-

cipitación de entre 200 y 500 mm, y una temporada seca extensa, con una media de temperaturas máximas que sobrepasan los 30 °C.

La zona centro-sur del área de estudio corresponde a un clima templado con influencia mediterránea, con una precipitación de entre 1.200 y 2.000 mm en los valles y mayor hacia la cordillera de Los Andes.

La zona austral puede alcanzar hasta 3.500 mm de precipitación en la cordillera de los Andes (Viale y Garreaud, 2015). En las últimas cinco décadas, esta área ha sufrido intensos cambios de uso y cobertura del suelo (Heilmayr *et al.*, 2016; Miranda *et al.*, 2017), particularmente, la pérdida de bosques nativos debido a su reemplazo por matorrales y plantaciones forestales, creando paisajes altamente homogéneos (Miranda *et al.*, 2015) e inflamables (McWethy *et al.*, 2018; González *et al.*, 2020) (**Figura 1**). Para evaluar el efecto directo del clima sobre bosques nativos se incorporó a las regiones de Aysén y de Magallanes, pero mediante análisis separados, debido a las condiciones ambientales y a los cambios en el clima contrastantes con la zona central del país.



2.2 DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA EVALUACIÓN DEL RIESGO EN BOSQUES NATIVOS Y PLANTACIONES FORESTALES

2.2.1 DESCRIPCIÓN Y ANTECEDENTES GENERALES DEL SISTEMA BOSQUES NATIVOS

En Chile existen, aproximadamente, 14 millones de hectáreas de bosques nativos, de diferentes estructuras y

especies arbóreas dominantes en un gradiente latitudinal de 2.700 km (31° - 56°S) (CONAF, 2020). Las principales formaciones boscosas se distribuyen desde la Región de Valparaíso (33°S) hacia el sur, donde se encuentran bosques y matorral esclerófilo, bosques caducifolios -dominados por diferentes especies del género *Nothofagus* y bosques valdivianos-, y bosques norpatagónicos (Lara *et al.*, 2019). Entre las regiones de Valparaíso (33°S) y de Los Lagos (42°S) se ubican las zonas de mayor riqueza y endemismo de plantas vasculares en Chile (Bannister *et al.*, 2012) que, de acuerdo con el catastro de bosque nativo (CONAF, 2011), representan sólo el 28% de la superficie nacional, pero albergan al 45% del bosque nativo. A su vez, esta es la zona con mayor presión por cambio



de uso y cobertura del suelo del país, debido a una alta concentración de algunas de las principales actividades económicas a nivel nacional: ahí se ubica el 79% de las zonas urbanas e industriales, el 94% de la agricultura y el 98,7% de las plantaciones forestales de especies exóticas (principalmente, *Pinus radiata* y *Eucalyptus*) (Heilmayr *et al.*, 2016; Miranda *et al.*, 2017).

En Chile se han reportado importantes efectos asociados a la disminución de la precipitación, al aumento de las temperaturas y a las olas de calor, como: 1) la disminución del vigor de los bosques mediterráneos, a causa de la mega sequía de 2010 - 2020 (Garreaud *et al.*, 2017; Miranda *et al.*, 2020); 2) la disminución en el crecimiento de los bosques mediterráneos y templados (Villalba *et al.*, 2012; Urrutia-Jalabert *et al.*, 2015; Camarero and Fajardo, 2017; Fajardo *et al.*, 2019; Venegas-González *et al.*, 2018, 2019); 3) la disminución de la regeneración de bosques de alerce (Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018); 4) la defoliación en bosques de la Patagonia por insectos (Estay *et al.*, 2019); 5) incendios forestales, principalmente, en los climas mediterráneos y templado de Chile centro y centro sur (Gómez-González *et al.*, 2019; González *et al.*, 2011, 2018; Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018; González *et al.*, 2020); y, 6) incendios en la Región de Aysén, asociados a días con registros históricos de temperatura máxima (Lara *et al.*, 2019).

En general, se ha observado una reducción en el crecimiento de los bosques, asociado -principalmente- a la disminución de precipitación (Villalba *et al.*, 2012). Sin embargo, también se ha registrado aumento de crecimiento asociado a las condiciones bióticas y abióticas particulares (Camarero *et al.*, 2018).

Una revisión reciente sobre los efectos del cambio climático en el crecimiento y en el desempeño ecofisiológico de diversos tipos de bosques nativos puede consultarse en Lara *et al.* (2019). Por ejemplo, en esta revisión, se señala a los bosques de Araucaria como vulnerables a condiciones más secas y con mayores temperaturas asociadas al cambio climático; esto se ve reflejado en daño foliar y en la disminución del crecimiento por descenso de la actividad fotosintética, haciendo a las poblaciones de esta especie más sensible a los patógenos. No obstante, diver-

sas investigaciones se encuentran en curso para entender de mejor forma los efectos del cambio climático en los bosques de Araucaria.

El efecto más notorio de la sequía en los bosques nativos se ha manifestado en la pérdida de vigor o verdor en los bosques mediterráneos de la zona central (Garreaud *et al.*, 2017). Miranda *et al.* (2020) encontraron un efecto negativo y significativo de la sequía en un tercio de los bosques mediterráneos de las regiones de Valparaíso y Metropolitana hasta el verano de 2017. Sin embargo, la continuidad de la sequía hace presumir un efecto mayor; resultados preliminares han revelado decaimiento general del verdor de los bosques también en el verano de 2020. Los cambios observados pueden modificar la composición de especies dominantes, su distribución, dinámica, estructura y composición del sotobosque, teniendo un efecto cascada indirecto en las comunidades asociadas y en la biodiversidad que sustentan, mediante cambios en la estructura y calidad del hábitat (Miranda *et al.*, 2020).

2.2.2 DESCRIPCIÓN Y ANTECEDENTES GENERALES DEL SISTEMA PLANTACIONES FORESTALES

Las plantaciones forestales en Chile están compuestas, principalmente, por especies de los géneros *Pinus* y *Eucalyptus*. Estos cultivos se caracterizan por ser monoespecíficos, coetáneos, establecidos a altas densidades y en grandes extensiones de terreno (Salas *et al.*, 2016). Su superficie actual es estimada por la Corporación Nacional Forestal, quienes llevan el registro oficial de bosques, en cerca de 3.2 millones de hectáreas, distribuidas entre las regiones del Maule y de La Araucanía (CONAF, 2020). No hay evidencia reportada de efectos de la mega sequía en la productividad de las plantaciones forestales; incluso, se ha observado una respuesta positiva en los últimos años en su productividad fotosintética (Garreaud *et al.*, 2017). Sin embargo, es esperable que este sistema se vea afectado por condiciones adversas de precipitación y de temperatura, dada la continuidad de la mega sequía, aun cuando son especies adaptadas a condiciones más secas. La disminución de la precipitación y el aumento de las



temperaturas sí ha mostrado un efecto directo en la ocurrencia y área quemada por incendios forestales (González *et al.*, 2018, 2011; Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018). Las plantaciones forestales concentran alta carga de combustible y, generalmente, constituyen paisajes homogéneos y continuos, lo que favorece la propagación de los incendios (Gómez-González *et al.*, 2019; McWethy *et al.*, 2018; Miranda *et al.*, 2017). Esta combinación, manejo forestal y condiciones meteorológicas desfavorables, se tradujo en una temporada 2016-2017 con incendios que superaron las 550.000 hectáreas quemadas y donde el 10% del total de plantaciones del país fueron afectadas (Bowman *et al.*, 2019; de la Barrera *et al.*, 2018). Las condiciones climáticas observadas en la temporada 2017, en la cual se registró un récord de altas temperaturas, podrían reflejar el clima promedio hacia fines del siglo XXI (González *et al.*, 2020) y significar un Riesgo, tanto para esta actividad productiva como para las comunidades humanas cercanas, dado el manejo actual de las plantaciones forestales.

2.2.3 EVALUACIÓN DEL RIESGO EN BOSQUES NATIVOS Y PLANTACIONES FORESTALES

El esquema general del flujo de trabajo se muestra en la **Figura 2**, el cual concluye con la estimación del Riesgo climático a escala comunal.

El flujo de trabajo contiene dos sistemas a evaluar (bosques nativos y plantaciones forestales) y dos cadenas de impacto para cada uno: una por efecto indirecto del clima en la ocurrencia y propagación de los incendios; otra, por el efecto directo de la disminución de la precipitación e incremento de las temperaturas y las olas de calor sobre la productividad fotosintética.

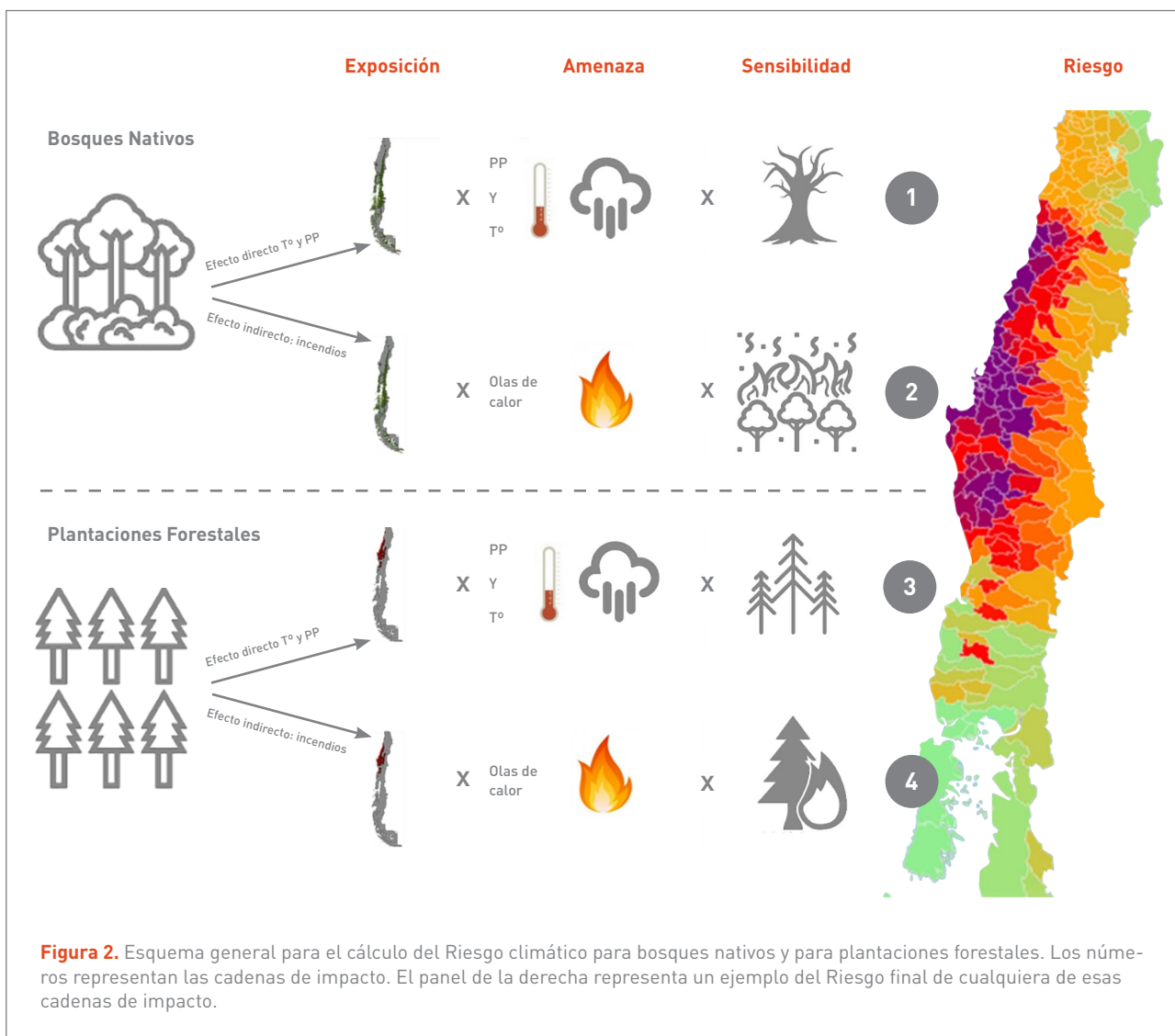
En cada sistema (bosques nativos y plantaciones forestales), la evaluación del Riesgo climático contempla cuatro etapas: **1**) establecer la Exposición, es decir, mapear la distribución geográfica nacional de ambos sistemas; **2**) determinar las condiciones socioambientales que generan una mayor Sensibilidad ante cambios recientes en el clima; **3**) definir las variables climáticas

o meteorológicas que puedan afectar ambos sistemas, directa o indirectamente, mediante la disminución de la productividad o de incendios forestales; y, **4**) identificar el área geográfica en donde cada sistema pueda encontrarse bajo un mayor Riesgo climático.

Estos componentes se trabajaron utilizando datos de diferentes resoluciones espaciales, de acuerdo a la naturaleza de los análisis necesarios. Sin embargo, para homogeneizar, los resultados finales fueron agrupados a escala comunal. En la **Figura 2** se observa el esquema general del flujo de trabajo, detallando los indicadores de Exposición, de Sensibilidad, de Amenaza para cada sistema y cómo esas capas independientes se traducen en el cálculo final del Riesgo.

La etapa inicial implica el mapeo de todos los bosques nativos y de plantaciones forestales en Chile para identificar la superficie expuesta. La evaluación de la Amenaza se realizó para dos aspectos: el efecto potencial combinado del aumento de temperaturas y de la disminución de precipitación en la productividad fotosintética de los bosques (verdor); y, el efecto de las olas de calor como facilitador de la propagación de los incendios, que resulta en una mayor área quemada (**Figura 2**). Para cada sistema se evaluó la Sensibilidad, entendida como las condiciones socioambientales, internas o externas al sistema, que lo hacen más propenso a sufrir algún efecto por el cambio climático. Este factor se estimó mediante la medición de los efectos ya observados: en incendios forestales, se estimó la Sensibilidad general a la ocurrencia de incendios; en productividad fotosintética, se establecieron las condiciones ambientales que han significado una mayor o menor respuesta a los cambios recientes en el clima.

Las áreas bajo mayor Riesgo climático se identificaron para cada Amenaza (olas de calor~incendios, disminución de precipitación y aumento de las temperaturas~productividad fotosintética) y para cada sistema de forma independiente. La integración de los criterios se realizó mediante la multiplicación de los índices de la Exposición, Sensibilidad y Amenaza. Cada una de estas variables se transformó linealmente a valores entre 0 y



1, donde 0 es mínimo de alguno de los componentes del Riesgo y el 1 representa el máximo (Ecuación 1).

$$\text{Riesgo climático} = \text{Exposición} * \text{Sensibilidad} * \text{Amenaza}$$

Ecuación 1

2.3 EXPOSICIÓN DE LOS BOSQUES NATIVOS Y PLANTACIONES FORESTALES

El resultado de esta etapa es un mapa de la distribución de los bosques nativos y de plantaciones forestales en todo el territorio nacional. Ambos mapas se generaron a partir de cuatro bases de datos ya publicadas: **1)** mapa de coberturas del suelo de Chile (Zhao *et al.*, 2016), que corresponde a una base de datos tipo ráster con 30 m de resolución espacial y que distingue bosques nativos de plantaciones forestales para el año 2014; **2)** la base



de datos global de cambio de cobertura forestal (Hansen *et al.*, 2013), que determina la pérdida y ganancia de bosques desde el año 2000, con actualizaciones anuales hasta 2018, y que se encuentran en formato ráster a 30 m de resolución; **3**) los resultados del proyecto “Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile: Monitoreo de cambios y actualizaciones” (CONAF 2011), que actualiza pérdida y ganancia de cobertura arbórea, y proporciona datos vectoriales oficiales con unidades mínimas cartografiadas variables entre 1 y 6,25 hectáreas, que han sido

actualizados en diferentes años para todas las regiones del país (Miranda *et al.*, 2018); y, **4**) la base de datos de la Sinopsis Bioclimática y Vegetacional, publicada por Luebert and Pliscoff (2006), para distinguir algunos pisos vegetacionales de interés.

La aproximación general para la estimación de la Exposición combina las cuatro fuentes de información, utilizando diferentes criterios para las regiones administrativas y/o pisos vegetacionales. En general, se utiliza como base la

Región	Datos iniciales		Depuración				Suma							Resta					
	Zhao <i>et al.</i> 2016	(A) Hansen <i>et al.</i> 2013	Zonas urbanas	Cuerpos de agua	Zonas agrícolas	Nieve y sin vegetación	B1	B2	C1	C2	D	E	F	G	H	I	J	K	L
Arica y Parinacota	*		*	*											*				
Tarapacá	*		*	*											*				
Antofagasta	*		*	*											*				
Atacama	*		*	*											*				
Coquimbo	*		*	*	*	*		*						*	*				
Valparaíso	*		*	*	*	*		*	*					*	*	*	*		
Metropolitana	*		*	*	*	*		*	*					*	*	*	*		
O'Higgins	*		*	*	*	*	*	*						*	*	*	*	*	*
Maule	*		*	*	*	*	*	*					*	*	*	*	*	*	*
Ñuble	*		*	*	*	*	*	*					*	*	*	*	*	*	*
Biobío	*		*	*	*	*	*	*					*	*	*	*	*	*	*
La Araucanía	*		*	*	*	*	*	*					*	*	*	*	*	*	*
Los Ríos	*		*	*	*	*	*	*					*	*	*	*	*	*	*
Los Lagos	*		*	*	*	*	*	*					*	*	*	*	*	*	*
Aysén	*		*	*	*	*	*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*
Magallanes		*	*	*	*	*	*	*						*	*	*	*	*	*

Tabla 1. Criterios de Exposición para bosques nativos: A= Cobertura de árboles mayor o igual a 50%; B1= Matorral arborescente de Zhao *et al.* (2016) en bosque esclerófilo de Luebert and Pliscoff (2006), sin pérdida previa detectada por Hansen *et al.* (2013); B2= Matorral arborescente de Zhao *et al.* (2016) en bosque espinoso de Luebert and Pliscoff (2006), sin pérdida previa detectada por Hansen *et al.* (2013); C1= Matorral arborescente de Zhao *et al.* (2016) en bosque esclerófilo de Luebert and Pliscoff (2006), sin pérdida previa detectada por Hansen *et al.* (2013); C2= Matorral arborescente de Zhao *et al.* (2016) en bosque espinoso de Luebert and Pliscoff (2006), sin pérdida previa detectada por Hansen *et al.* (2013); D= Matorral arborescente de Zhao *et al.* (2016), fuera de plantaciones forestales de CONAF (2011) y sin pérdidas posteriores a 2014 detectada por Hansen *et al.* (2013); E= Matorrales de Zhao *et al.* (2016), sin pérdidas posterior a 2014 en bosque nativo (CONAF 2011); F= Plantación forestal de Zhao *et al.* (2016) en bosque nativo de CONAF (2011); G= Cobertura arbórea mayor o igual a 50% de Hansen *et al.* (2013), fuera de las zonas agrícolas y plantaciones forestales de CONAF (2011); H= Pérdidas post Zhao *et al.* (2016) (2014-2018); I= Pérdidas previas a Zhao *et al.* (2016) de bosque nativo en plantaciones forestales de CONAF (2011); J= bosque nativo renovo de Zhao *et al.* (2016) en plantación forestal de CONAF (2011); K= bosque nativo primario de Zhao *et al.* (2016) en plantaciones forestales de CONAF (2011); L= Pérdidas previas a Zhao *et al.* (2016), coincidentes con bosque nativo con una superficie mayor a 20 hectáreas.



cobertura definida por Zhao *et al.*, (2016), a la cual se suman o restan píxeles de acuerdo con los diferentes criterios descritos a continuación, de modo de construir la base final de bosque nativos y de plantaciones forestales. Sólo en la Región de Magallanes se utilizó como base para determinar la Exposición de los bosques nativos el mapa base de Hansen *et al.* (2013), con una cobertura arbórea mayor a 50%.

La cobertura de bosques nativos final corresponde a toda el área que se encuentre dominada por árboles nativos de forma natural. La cobertura final de plantaciones forestales incluye la presencia actual de estos cultivos de árboles, pero también las áreas que se encuentran destinadas a ese uso del suelo. Es decir, un pixel que actualmente presenta

una cobertura de suelo desnudo debido a la cosecha por tala rasa dentro de la rotación forestal, pero que su utilización es para la producción de madera de árboles exóticos de rotación corta, será clasificado como plantación forestal. Esto implica que la capa de plantaciones forestales representa una combinación entre cobertura y uso del suelo, donde puede haber plantaciones en pie, plantaciones recién cosechadas y plantaciones jóvenes.

En las **tablas 1 y 2** se muestran los criterios utilizados para la definición de bosques nativos y para plantaciones forestales en cada región administrativa. De acuerdo con las características locales, se definieron criterios para mejorar el mapa base de Zhao *et al.* (2016) entre las regio-

Región	Datos iniciales			Depuración		Suma						Resta
	Zhao <i>et al.</i> 2016	(A) Hansen <i>et al.</i> 2013	CONAF <i>et al.</i> 2011	Zonas urbanas	Nieve y sin vegetación	M	J	N	L	I	O	F
Arica y Paríacota	*			*								
Tarapacá	*			*								
Antofagasta	*			*								
Atacama	*			*								
Coquimbo	*			*	*			*				
Valparaíso	*			*	*		*	*				
Metropolitana	*			*	*		*	*				
O'Higgins	*			*	*		*		*			
Maule	*			*	*		*		*	*	*	*
Ñuble	*			*			*		*	*	*	*
Biobío	*			*			*		*	*	*	*
La Araucanía	*			*			*		*	*	*	*
Los Ríos	*			*			*			*	*	*
Los Lagos	*			*			*					*
Aysén	*	*	*	*		*						
Magallanes (1)												

Tabla2. Criterios de Exposición para plantaciones forestales: M= Plantación forestal de CONAF (2011), sin considerar las áreas cubiertas por matorral de Zhao *et al.* (2016), y bosque nativo definido en el presente informe; J= Bosque nativo renoval de Zhao *et al.* (2016) en plantaciones forestales de CONAF (2011); N= Cobertura de árboles $\geq 50\%$ en plantaciones forestales de CONAF (2011); L= Pérdidas detectada por Hansen *et al.*, 2013 previo a Zhao *et al.* (2016), coincidentes con bosque nativo definido en el presente informe y superior a 20 ha; I= Pérdidas bosque nativo previo a Zhao *et al.* (2016) en plantaciones forestales de CONAF (2011); O= Pérdidas previas de otras coberturas de Zhao *et al.* (2016) en plantaciones forestales de CONAF (2011); F= Plantaciones forestales de Zhao *et al.* (2016) en bosque nativo de CONAF (2011).



nes de Arica y Parinacota y de Aysén, y la capa de Hansen *et al.* (2013) para la Región de Magallanes.

Debido a que las bases de datos antes mencionadas contienen errores comunes en los procesos de clasificación digital de imágenes satelitales, fueron corregidas para evitar, por ejemplo, la presencia de píxeles de bosque al interior de ciudades o dentro de cuerpos de agua (**Tabla 1**). Esta corrección nos permitió obtener una base de datos más depurada. A la vez, utilizamos la base de datos de cambio anual en la cobertura de árboles de Hansen *et al.* (2013) para actualizar la base de bosques nativos con las pérdidas actualizadas hasta el año 2018 y, para incluir dentro de la capa de plantaciones forestales aquellos píxeles que hayan perdido cobertura de árboles como parte del proceso productivo y que no hayan sido detectados como plantaciones por Zhao *et al.* (2016). Cada píxel de la cobertura inicial de bosques nativos y de plantaciones forestales definido para cada región administrativa es evaluado mediante una serie de criterios de modo de depurar la base original y sumar o restar píxeles en cada sistema (**Tablas 1 y 2**).

2.4 SENSIBILIDAD DE BOSQUES NATIVOS Y DE PLANTACIONES FORESTALES ANTE CAMBIOS EN EL RÉGIMEN DE TEMPERATURA Y PRECIPITACIÓN

La Sensibilidad de ambos sistemas a ser afectados por los efectos, directos o indirectos, del clima se establece mediante el análisis de datos históricos de la productividad fotosintética de los bosques e incendios forestales.

Se evalúa la respuesta de los bosques nativos y de las plantaciones forestales a los cambios en temperatura y de precipitación observados en las dos últimas décadas. Se utiliza la tendencia de los índices de vegetación en cada sistema para determinar la Sensibilidad que han tenido a

estos cambios. Esto se hace mediante el análisis de series temporales de vigor de la vegetación en el período 2000 - 2020 para ambos sistemas.

Se seleccionaron datos del sensor MODIS, a bordo de los satélites TERRA y AQUA, con cobertura global, adquiridos y procesados por Land Processes Distributed Active Center (LP-DAAC, <https://lpdaac.usgs.gov/>), vinculado a NASA's Earth Observing System. Estos corresponden a series temporales del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado (NDVI), derivados de dos productos: MOD12Q1 (con fecha inicial 18/02/2000) y MYD13Q1 (con fecha inicial 04/07/2002).

El NDVI combina las bandas del rojo e infrarrojo cercano del espectro electromagnético, donde una mayor diferencia entre estas (alta absorción en el rojo y baja en el infrarrojo) refleja una vegetación más vigorosa debido al mayor contenido de clorofila. Estos datos de alta resolución temporal se han utilizado en la estimación de diferentes atributos de la vegetación, como la proporción fotosintéticamente activa del dosel del bosque (Di Bella *et al.*, 2004) y son producidos con un intervalo de 16 días, a tamaño de píxel de 250x250 m en el sensor MODIS, lo que provee una plataforma consistente de comparación temporal y espacial de la vegetación (Wen y Saintilan 2015). Se extrajo el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) (Rouse *et al.*, 1974; Tucker *et al.*, 1979; Justice & Huete, 1999). En la **ecuación 2** se detalla el cálculo de cada índice espectral:

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + \rho_{RED}}$$

Ecuación 2

Donde, ρ_{NIR} y ρ_{RED} representan la reflectancia en el espectro del infrarrojo cercano y del rojo, respectivamente.

Este índice fue enmascarado utilizando la capa de Exposición de bosques nativos y de plantaciones forestales descrito anteriormente. Este producto fue re-muestreado a la resolución y extensión de MODIS, considerando válidos sólo aquellos píxeles de MODIS que se encontraran contenidos en cada sistema, de modo de evitar la confusión



en la respuesta espectral de otras coberturas. Fueron extraídas las series temporales de los píxeles de MODIS que tuvieran un mínimo de 90% de cobertura de bosques nativo o de plantaciones forestales, respectivamente. En total, se extrajeron 266.750 series temporales de plantaciones forestales y 1.617.188 de bosques nativos, para todo Chile. Estos datos se procesaron en el ambiente de Google Earth Engine (Gorelick *et al.*, 2017). A cada serie temporal se le asignó un ID único y sus coordenadas geográficas.

2.4.1 SENSIBILIDAD DE BOSQUES NATIVOS A CAMBIOS EN EL RÉGIMEN DE TEMPERATURA Y PRECIPITACIÓN

Se utilizaron dos métricas principales para cuantificar la Sensibilidad de los bosques nativos, como variables de respuesta a los cambios en temperatura y precipitación: 1) el cambio proporcional en el NDVI (Cp) y 2) la tendencia del NDVI en el tiempo (β_i) (Ec. 3). Primero, a nivel de píxel, se calculó la razón de la media del NDVI entre dos períodos, considerando la media del NDVI para el período pre-sequía (PreSr) entre el 18/02/2000 y el 18/02/2010 y la media del NDVI en período de sequía (Sr) entre el 18/02/2010 y el 18/02/2020. Por lo tanto, $Cp = -1 * (100 - ((Sr * 100) / PreSr))$. Esto último, se realizó mediante el ajuste de una regresión lineal simple para cada serie temporal entre los intervalos de tiempo, expresados de la siguiente forma en la **ecuación 3**:

$$y_i = \alpha_i + \beta_i * x_i + \varepsilon_i$$

Ecuación 3

Donde y_i corresponde al valor de la serie temporal de NDVI para un píxel dado i , en la fecha x_i , α_i correspondiente al intercepto del modelo, β_i es la pendiente del modelo y ε_i son los residuales de la regresión lineal para cada píxel i .

A cada píxel se asignaron, a su vez, diferentes variables ambientales que darían cuenta de la Sensibilidad de los bosques nativos a los cambios en temperatura y en precipitación. Estas variables, consideradas como predictoras

de la Sensibilidad, fueron: latitud y longitud, elevación, Exposición a la radiación solar, TWI (Topographic Wetness Index), SWC (Soil Water Content), profundidad del suelo y formación de bosques a la que pertenece cada píxel, de modo de analizar el efecto de las condiciones ambientales locales en el cambio de NDVI.

También se asignó a cada píxel, la disminución porcentual de la precipitación, el cambio promedio en el número de días sobre 30 °C entre los meses de octubre a marzo, el aumento porcentual de la temperatura entre PreSr (enero 2000 a enero 2010) y Sr (enero 2010 a enero 2018), la precipitación anual y la temperatura media. Las series temporales climáticas se obtuvieron de Boisier *et al.* (2016), que corresponden a grillas georreferenciada de 5 x 5 km de precipitación y temperatura media mensual entre enero de 1979 y diciembre de 2018 para todo el país.

La elevación y la Exposición a la radiación solar se obtuvieron a partir del modelo digital de elevación (DEM) con una resolución de 90 m, obtenido desde Consortium for Spatial Information (CGIAR-CSI, <http://srtm.csi.cgiar.org/>).

El TWI es un indicador relativo del potencial de agua disponible y es calculado como $\ln(a/\tan b)$, donde b es la pendiente de la superficie local y a es el área potencialmente aportante de agua sobre cada unidad geográfica en cada isolínea de elevación. Es calculado como $a = A/L$, donde A (en m²) es el área aportante y L (en metros) es la longitud de las isolíneas. Un valor alto de TWI es asignado a condiciones relativamente planas, con una gran superficie potencialmente aportante de agua, que es esperable tengan una relativa mayor disponibilidad de agua que áreas de mayores pendientes y elevadas con pequeñas superficies aportantes (Beven and Kirkby, 1979; O’Loughlin, 1981; Wilson and Gallant, 2000).

El contenido de humedad se obtuvo del producto *Soil Water Content* a escala global, el cual representa el contenido potencial de agua en el suelo (volumétrico %) a una presión de 33kPa, en distintos niveles de profundidad (Hengel y Gupta 2019). Esta base es proporcionada por OpenGeoHub Foundation y está disponible a una resolución de 250 m.



La profundidad de suelo corresponde a la profundidad absoluta promedio hasta la roca madre, medida en centímetros. Se utilizó el producto de SoilGrids *Absolute depth to bedrock*, cuya resolución es de 250 m y disponible en Google Earth Engine.

Para la evaluación de la Sensibilidad se consideran individualmente, en un modelo inicial, las variables respuestas (tendencia y anomalía) relacionadas con todas las variables predictoras, incluidas las climáticas y las no climáticas.

Para ajustar los modelos se realizó un análisis de *boosted regression trees* (BRT) (Elith *et al.*, 2008). En este tipo de modelos se generan árboles de regresión, que permiten vincular variables predictoras con las variables respuestas. En este caso, lo que se desea explicar es el cambio en el verdor de la vegetación, medido en las series temporales de NDVI (variable respuesta) en relación a las variables predictoras propuestas (climáticas y ambientales). Mediante esta técnica, se generan muchos árboles de regresión, que son combinados en un último modelo de árbol de regresión, mejorando sustantivamente las capacidades predictivas y de exactitud.

Este tipo de modelos de árboles de regresión son elaborados usando el paquete *gmb* de R (Ridgeway, 2007). El procedimiento de modelación considera tres variables: *learning rate* (*lr*), *bag fraction* (*bf*) y *tree complexity* (*tc*). Para obtener una combinación óptima de estas variables se generó una serie de modelos con diferentes valores de *lr* y *tc*. Para encontrar el modelo más adecuado se usó el criterio de parsimonia, donde el modelo más simple explica la mayor cantidad de varianza y, a su vez, tiene la menor incertidumbre. En la evaluación de los modelos se usó validación cruzada, dejando 80% de la muestra para el ajuste y 20% para validación. Se estimaron medidas de bondad de ajuste para cada modelo, tales como varianza explicada, error medio cuadrático y correlación entre valores observados y valores predichos por el modelo (Elith *et al.*, 2008). Mediante este modelo, se obtuvo las variables más relevantes (no climáticas) para cada formación y el tipo de relación con el cambio en NDVI.

Para la evaluación final de la Sensibilidad se ajustaron nuevos modelos que excluyen las variables climáticas, de modo de cuantificar el efecto de las variables no climáticas que hayan sido seleccionadas en los modelos generales por formación. Con esos modelos finales se predice la Sensibilidad a escala comunal.

2.4.2 SENSIBILIDAD DE PLANTACIONES FORESTALES A CAMBIOS EN EL RÉGIMEN DE TEMPERATURA Y PRECIPITACIÓN

Las plantaciones forestales son cosechadas mediante la tala rasa, que corresponde a la remoción total de la biomasa aérea en un área determinada. Esto se realiza para períodos aproximados de rotación, que rondan los 12 años en *Eucalyptus* y entre 14 y 18 años en *Pinus*, lo que implica que no se puede contar con series temporales para todo el período 2000 – 2020, como en el caso de los bosques nativos. La estrategia para analizar la Sensibilidad de plantaciones forestales a cambios en el régimen de temperatura y precipitación, entonces, debe incorporar el efecto de las talas rasas en las series temporales de NDVI. Se identificó el momento en el cual se produce la cosecha y se extraen los cinco valores máximos del NDVI de los dos años previos. A cada pixel de MODIS se le asignó la fecha de cosecha, los cinco valores máximos de NDVI previos y todas las variables climáticas y no climáticas también asignadas a la base de datos de bosque nativo (ver punto 2.4.1).

Este procedimiento se realizó de la siguiente forma:

Denotamos por $y^{(j)} = (y_1^{(j)}, y_2^{(j)}, \dots, y_N^{(j)})$ los registros del NDVI en un pixel *j*.

El procedimiento se divide en 3 etapas.

PASO I

- Detección y eliminación de valores fuera de rango outliers: se eliminan registros de NDVI mayores o menores de tres desviaciones estándar de la media del NDVI.
- Detección y eliminación de missing data: se detectan y se eliminan los registros ausentes de la serie del NDVI.

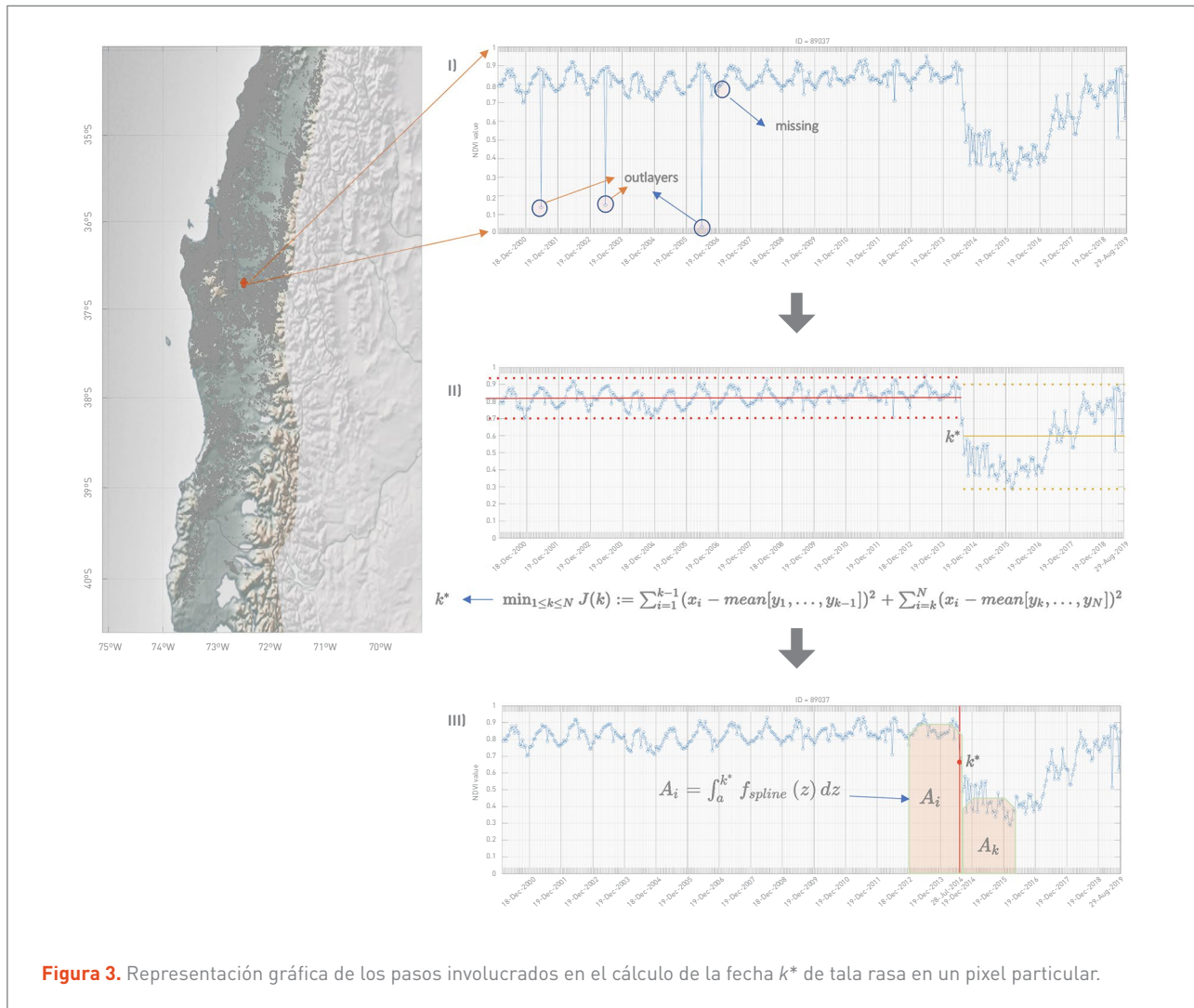


Figura 3. Representación gráfica de los pasos involucrados en el cálculo de la fecha k^* de tala rasa en un pixel particular.

- Interpolación de *outlayers* y de *missing data* (se usa la observación *datapoint* en la serie temporal de NDVI inmediatamente previa y la siguiente): los puntos *outlayers* y *missing* son reemplazados por una interpolación lineal de los registros del NDVI previos y posteriores inmediatos (ver **Figura 1**).

- Se construye una función spline (f) con la información del NDVI corregido con los pasos anteriores.

PASO II

- Encontrar cambios abruptos en el NDVI, usando la aproximación $f(y^{(j)}) = (z_1^j, z_2^j, \dots, z_N^j)$, donde f es la función *spline* y $z_i^j = f(y_i^{(j)})$. La función *spline* f suaviza los registros de NDVI y^j , eliminando ruidos adicionales encontrados en el paso I.

- Se selecciona k^* , de modo que particione z^j en dos regiones: $(z^j)_{1:k^*-1}$ y $(z^j)_{k^*:N}$, que minimizan la suma del error residual (al cuadrado) de cada región desde su media local.

$$J^{(j)}(k) := \sum_{i=1}^{k-1} (z_i^j - \text{mean}[z_1^j, \dots, z_{k-1}^j])^2 + \sum_{i=k}^N (z_i^j - \text{mean}[z_k^j, \dots, z_N^j])^2$$

Denotamos por $k^* = \text{arg}J^{(j)}(k)$.

PASO III

- Filtramos los puntos encontrados en el PASO II, tal que:

$$\frac{A_i}{A_k} \leq 0.6$$

- Donde A_i y A_k son las áreas bajo la curva dos años antes y dos años después de k^* , respectivamente (**Figura 3**)

$$A_i = \int_a^{k^*} f_{\text{spline}}(z) dz$$



- Registramos los cinco mayores NDVI antes de la tala y se los asignamos al pixel j .
- Repetimos los pasos I, II y III para todos los pixeles de nuestra base de datos.

La Sensibilidad de las plantaciones forestales se evaluó de la misma forma que para los bosques nativos (ver punto 2.4.1). Sin embargo, la variable respuesta para las plantaciones forestales corresponde al promedio de los cinco valores máximos previos a la tala rasa, la cual se relacionó con las condiciones de temperatura y precipitación de la década en la cuales fueron cosechadas y las condiciones no climáticas generales (e.g., elevación).

2.4.3 SENSIBILIDAD A INCENDIOS FORESTALES

Utilizamos como fuente de información la base de datos pública provista por la Corporación Nacional Forestal (CONAF - www.conaf.cl/conaf/seccion-stadisticas-historicas.html). Esta base de datos provee las coordenadas geográficas de todos los puntos de ignición de incendios ocurridos en Chile, entre 1985 y 2018, con una superficie igual o mayor a 0.01 hectáreas. Desde 1985 a 2012 se registraron los puntos de ignición en una grilla de 1 km², posterior a eso se identifica el punto de ignición exacto con un sistema de posicionamiento global (GPS). Utilizando esta información, se generaron dos bases de datos: una para el análisis de la relación clima-incendios y otra para entender el proceso de ignición, siendo este determinado -principalmente- por variables relacionadas con la actividad humana.

Para el análisis de la ocurrencia de incendios se utilizó una base de datos que incluye sólo incendios entre enero de 2013 y diciembre de 2015, considerando que el mapa de coberturas del suelo más completo hecho para el país es del año 2014 (Zhao *et al.*, 2016) y que el punto exacto de ignición es registrado desde 2013 por CONAF, con información sobre 19.413 incendios. A la vez, para contrastar la ocurrencia de estos eventos con condiciones en donde pueda ser menos probable, la base de datos fue

complementada con la misma cantidad de puntos que no registraron incendios durante el período seleccionado y localizados a una distancia mínima de 2 km de cualquier punto de ignición identificado.

La Sensibilidad de bosques nativos y plantaciones a los incendios forestales dependerá de la probabilidad de ocurrencia. Es decir, del contexto en el cual se encuentren ambos sistemas para determinar qué tan probable es que se inicie un incendio en sus cercanías. Para determinar las zonas de mayor probabilidad de ocurrencia, seleccionamos una serie de variables que pueden operar como factores subyacentes de las etapas tempranas de los incendios forestales (Ganteaume and Syphard, 2018). En particular, agrupamos las variables que representan diferentes características del territorio en: 1) actividad humana, 2) topografía y 3) coberturas del suelo (**Tabla 3**).

Para cada uno de estos grupos preparamos un set de variables espacialmente explícitas. En las variables relacionadas con la actividad humana se consideró densidad de caminos, distancia a caminos (MOP, 2018), distancia a ciudades, densidad poblacional y densidad de casas (INE, 2018); en las variables topográficas se incluyó elevación, pendiente, latitud y longitud; las coberturas del suelo fueron extraídas de Zhao *et al.*, (2016), donde se asignó la proporción de cada cobertura del suelo en un radio de 500 m desde cada punto de ignición.

Para identificar las variables más importantes que explican la probabilidad de ocurrencia, se utilizaron modelos de Machine Learning (ML), que han mostrado ser muy útiles para encontrar interacciones complejas entre las variables de estudio directamente de los datos (Olden *et al.*, 2008). Estos métodos son muy beneficiosos en aplicaciones prácticas, donde no hay modelos paramétricos que expliquen el fenómeno en cuestión, y se ha evidenciado en diferentes aplicaciones que son más precisos que los modelos tradicionales de estadística (Elith *et al.*, 2008).

En términos generales, se utiliza un método de ML para predecir la ocurrencia o la no ocurrencia de una ignición, mediante árboles de decisión, e identificar las variables más importantes en la predicción del proceso modelado



Grupos	Variable	Descripción	Unidad	Fuente
Actividad humana	Densidad de caminos	Calculado como la distancia media al camino más cercano, en un rango de 500 m alrededor de cada punto de ignición.	Metros	MOP (2018)
	Distancia a caminos	Distancia del punto de ignición al camino más cercano.	Metros	MOP (2018)
	Distancia a ciudades	Distancia del punto de ignición a la ciudad más cercana.	Metros	INE (2018)
	Densidad poblacional	Calculado como el número de personas dividido por la superficie del bloque censal.	Población/km ²	INE (2018)
	Densidad de casas	Calculado como el número de casas dividido por la superficie del bloque censal.	Casas/km ²	INE (2018)
Geografía y topografía	Elevación	Elevación media en un radio de 500 metros alrededor de cada punto de ignición.	m.s.n.m.	SRTM
	Pendiente	Pendiente media en un radio de 500 metros alrededor de cada punto de ignición.	Porcentaje	SRTM
	Longitud	Longitud del punto de ignición.	Grados, decimal	CONAF (2018)
	Latitud	Latitud del punto de ignición.	Grados, decimal	CONAF (2018)
Coberturas del suelo	Cultivos	Proporción de cultivos en las 80 hectáreas alrededor del punto de ignición.	Porcentaje	Zhao <i>et al.</i> , (2016)
	Bosque nativo	Proporción de bosques nativos en las 80 hectáreas alrededor del punto de ignición.	Porcentaje	Zhao <i>et al.</i> , (2016)
	Plantaciones forestales	Proporción de plantaciones forestales en las 80 hectáreas alrededor del punto de ignición.	Porcentaje	Zhao <i>et al.</i> , (2016)
	Suelos impermeables*	Proporción de suelos impermeables en las 80 hectáreas alrededor del punto de ignición.	Porcentaje	Zhao <i>et al.</i> , (2016)
	Matorrales	Proporción de matorrales en las 80 hectáreas alrededor del punto de ignición.	Porcentaje	Zhao <i>et al.</i> , (2016)
	Suelo desnudo	Proporción de suelo desnudo en las 80 hectáreas alrededor del punto de ignición.	Porcentaje	Zhao <i>et al.</i> , (2016)
	Praderas	Proporción de praderas en las 80 hectáreas alrededor del punto de ignición.	Porcentaje	Zhao <i>et al.</i> , (2016)
	Cobertura del suelo	Cobertura del suelo en el punto de ignición.	Categoría	Zhao <i>et al.</i> , (2016)

Tabla 3. Variables para construir el modelo de machine learning en el área de estudio sobre la probabilidad de ignición. Los datos SRTM fueron descargados de Earth Resources Observation and Science Center (EROS, <https://www.usgs.gov/centers/eros/data-tools>).
*Suelos impermeables se refiere, principalmente, a zonas urbanas e industriales y caminos.



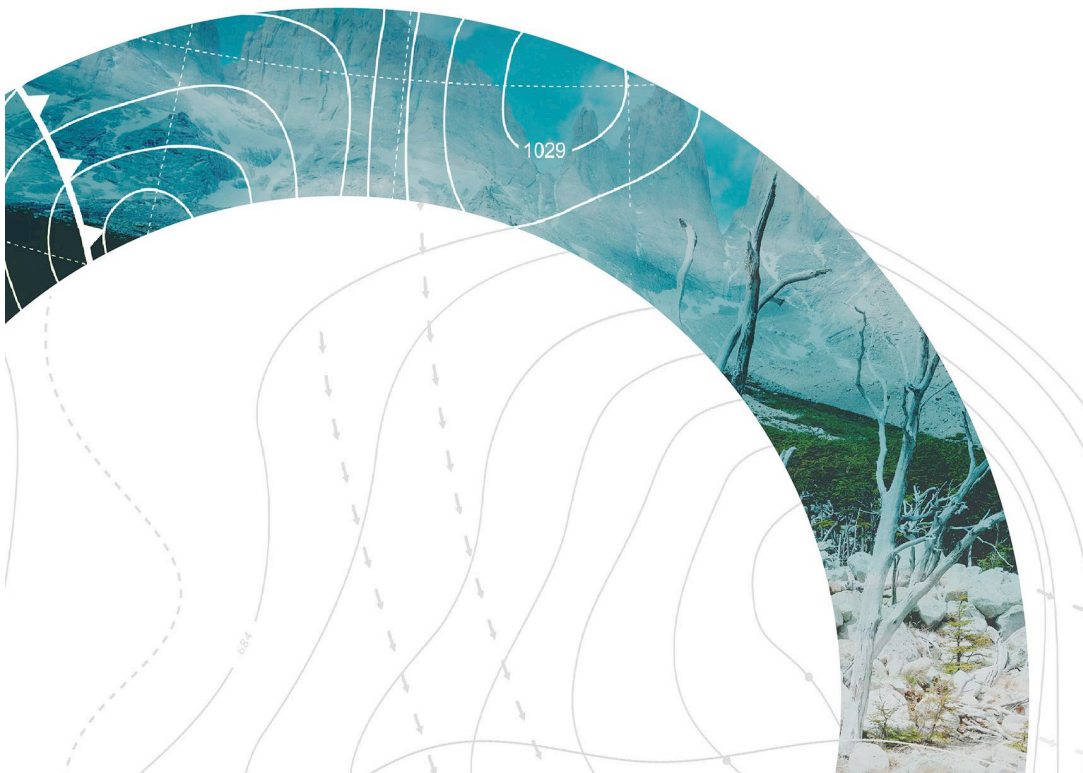
(Breiman, 1996). El peso de los predictores corresponde a la puntuación asignada de acuerdo con la contribución que hace cada variable en el proceso de aprendizaje del modelo. Con la importancia de las variables ya definida, los predictores candidatos pueden ser comparados según su impacto en la predicción de la variable respuesta (Strobl *et al.*, 2008). Este proceso también ayuda a descartar variables de importancia relativa baja, disminuyendo la dimensionalidad del modelo, proceso mediante del cual se obtiene también un modelo con menor sobreajuste (Olden *et al.*, 2008). El modelo fue ajustado con el 75% de los datos de ignición para entrenamiento y se dejó 25% para la validación. Considerando lo anterior, el modelo ajustado obtuvo 89,28% de exactitud en la predicción de ocurrencia de incendios.

La Sensibilidad final de bosques nativos y de plantaciones forestales se calculó mediante la predicción de la probabilidad de ocurrencia. Esto se realizó utilizando el modelo

entrenado en las etapas de ajuste para la predicción de la ocurrencia de incendios para todo el territorio nacional, dadas las condiciones ambientales propias de cada comuna, en cuanto a su actividad humana, topografía y coberturas del suelo. La predicción de la probabilidad es finalmente agrupada a nivel comunal.

2.5 AMENAZAS SOBRE BOSQUES NATIVOS Y PLANTACIONES FORESTALES

Las Amenazas sobre el bosque nativo y las plantaciones forestales se establecen mediante el análisis de datos históricos del vigor de la vegetación y de ocurrencia de incendios forestales.



2.5.1 AMENAZAS A LA PRODUCTIVIDAD DE BOSQUES NATIVOS Y PLANTACIONES FORESTALES POR EFECTO DE CAMBIOS EN EL RÉGIMEN DE TEMPERATURA Y PRECIPITACIÓN

En este análisis se definen las variables del clima que representan una Amenaza para bosques nativos y plantaciones forestales de acuerdo con los cambios en la productividad fotosintética registrados en los últimos 20 años. Y, se evalúan los efectos de la sequía, del cambio en la temperatura máxima y de las olas de calor como potenciales Amenazas para la continuidad de la productividad fotosintética. Para esto, se utilizó la misma aproximación del punto 2.4.1 (evaluación de la Sensibilidad), pero sólo considerando las siguientes variables climáticas: 1) cambio en la precipitación entre los períodos 2000 - 2010 y 2010 - 2020, 2018) cambio en las temperaturas máximas entre los períodos 2000 - 2010 y 2010 - 2018) cambio en la ocurrencia de olas de calor, calculado como el número de días en el mes con temperaturas máximas sobre 30 °C, entre los períodos 2000 -2010 y 2010 - 2010 y 2018.

2.5.2 AMENAZA ASOCIADA A LA OCURRENCIA DE INCENDIOS EN BOSQUES NATIVOS Y PLANTACIONES FORESTALES: EFECTO DE LAS OLAS DE CALOR

Los incendios han aumentado, tanto en frecuencia como en magnitud, en los últimos años. Este incremento está asociado a cambios en el clima, como el aumento de las temperaturas en verano y la disminución de la precipitación (Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018). Ambas Amenazas concentran su mayor nivel de impacto en la zona central, principalmente, en los ecosistemas mediterráneos, que presentan los mayores problemas de conservación y son reconocidos internacionalmente como un hotspot de biodiversidad (Myers *et al.*, 2000; Arroyo *et al.*, 2006).

El aumento de la temperatura y las olas de calor han contribuido con cerca del 20% del área total quemada en las últimas décadas (González *et al.*, 2020), afectando a ecosistemas naturales y a sistemas productivos. En espe-

cial, aquellos que conllevan una alta carga de combustible, como son las plantaciones forestales, que en las últimas décadas han registrado un alza en la proporción de áreas afectadas por incendios vinculados a condiciones climáticas desfavorables (González *et al.*, 2018; Bowman *et al.* 2019; González *et al.*, 2020), pero favorecidos por las características propias de este sistema productivo (McWethy *et al.*, 2018; Gómez-González *et al.*, 2019).

El efecto indirecto de las condiciones climáticas y meteorológicas sobre los bosques nativos y las plantaciones se midió en función de los escenarios que favorecen la ocurrencia y la propagación de incendios forestales. Las temperaturas por sobre 30 °C sostenidas por, al menos, tres días continuos han sido denominadas olas de calor y pueden tener un efecto en la propagación de los incendios y, consecuentemente, en la superficie afectada, especialmente cuando otras condiciones meteorológicas ocurren simultáneamente.

Las altas temperaturas favorecen la ignición, debido a la rápida pérdida del contenido de humedad de los combustibles finos; y, si se mantienen por varios días, pueden generar condiciones favorables para la propagación de los incendios forestales, mediante la pérdida del contenido de humedad de todo el sistema e incremento de la velocidad de propagación del calor (Van Wagtenonk, 2006). A la vez, las olas de calor se encuentran asociadas a una disminución de la humedad relativa y de la nubosidad, y también a fuertes vientos en diferentes zonas del país (González *et al.*, 2020). Para entender el efecto de olas de calor en la superficie afectada por incendios, relacionamos el número de días anuales en régimen de ola de calor con el área quemada cada año entre 1985 y 2018.

Se utilizó la base de datos de todos los incendios desde 1985. A cada incendio se le asignó la temperatura máxima del día, para establecer la relación entre estas variables a nivel individual, utilizando como variable respuesta el área quemada por incendio. La relación entre olas de calor e incendios se estableció con todos los datos disponibles, que contienen información sobre 195.358 incendios específicos.



1029

1023

H



3

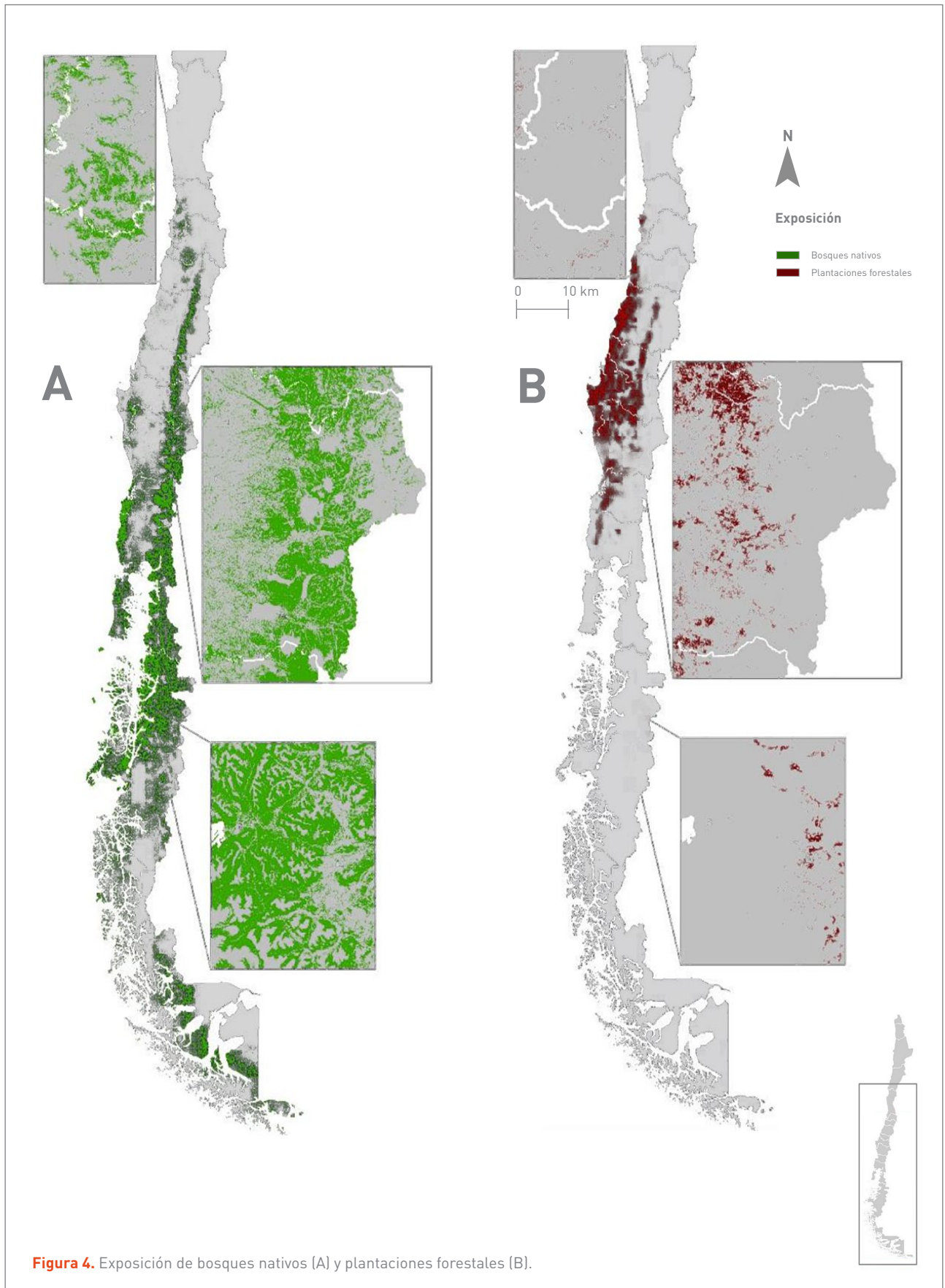
RESUL- TADOS

3.1 EXPOSICIÓN DE BOSQUES NATIVOS Y PLANTACIONES FORESTALES

El 21% de la superficie nacional está cubierta por bosques nativos y plantaciones forestales (**Figura 4**). Los bosques nativos incluyen todos los tipos forestales presentes en el país, con el 75% distribuido entre las regiones de Los Lagos y de Magallanes. Los bosques entre las regiones de Valparaíso y de Los Ríos representan el 24% del total de bosques, pero corresponden a los de mayor valor de conservación por sus niveles de riqueza, endemismo y Amenazas a las que han estado expuestos históricamente (Miranda *et al.*, 2017). En total, se mapearon 13.241.627 hectáreas de bosques nativos (**Tabla 4**).

Las plantaciones forestales identificadas corresponden 2.882.615 hectáreas, que incluyen los cultivos en todas las etapas del proceso productivo y estados de desarrollo de los árboles, en su mayoría dominados por especies de los

géneros *Pinus* y *Eucalyptus*. Este valor representa a todas las áreas destinadas a la producción industrial de madera. Entre las regiones del Maule y de La Araucanía se encuentran el 83% de las plantaciones forestales del país, siendo la Región del Biobío la de mayor concentración (**Tabla 4**). Estas cifras difieren de las calculadas por CONAF (2020), ya que se realizó una estimación propia, utilizando diferentes bases de datos para obtener un mapa a 30 metros de resolución espacial, necesario para los análisis posteriores.



Región	Bosques nativos		Plantaciones forestales	
	Superficie (ha)	Porcentaje regional (%)	Superficie (ha)	Porcentaje regional (%)
Arica y Parinacota	225	0,0	526	0,0
Tarapacá	7.656	0,2	12.702	0,3
Antofagasta	32	0,0	1.583	0,0
Atacama	477	0,0	93	0,0
Coquimbo	25.294	0,6	1.943	0,0
Valparaíso	142.464	8,9	42.363	2,6
Metropolitana	118.210	7,7	2.621	0,2
O'Higgins	146.638	9,0	118.742	7,3
Maule	380.377	12,5	565.612	18,7
Ñuble	182.660	13,9	335.179	25,6
Biobío	521.730	21,8	877.846	36,6
La Araucanía	877.447	27,6	602.104	18,9
Los Ríos	867.967	47,6	203.726	11,2
Los Lagos	2.431.402	50,2	82.640	1,7
Aysén	4.637.698	43,5	34.933	0,3
Magallanes	2.901.353	21,9	0	0,0
TOTAL	13.241.627	17,6	2.882.615	3,8

Tabla 4. Exposición de bosques nativos y plantaciones forestales por región administrativa.

3.2 SENSIBILIDAD BOSQUES NATIVOS Y PLANTACIONES FORESTALES

3.2.1 SENSIBILIDAD DE BOSQUES NATIVOS A CAMBIOS EN EL RÉGIMEN DE TEMPERATURA Y PRECIPITACIÓN

La Sensibilidad se evaluó en los efectos hasta ahora observados en los bosques naturales, por lo que zonas en las cuales haya una mayor disminución del vigor de la vegetación se consideraron más sensibles bajo el régimen de cambios en la precipitación y temperatura registrados.

Se aprecia un gradiente a gran escala en la disminución del verdor de los bosques, con una disminución de mayor magnitud en la zona norte del área de estudio (**Figura 5A**). De acuerdo a esto, el área más sensible ante los efectos del cambio climático se ubica entre las regiones de Coquimbo y de O'Higgins, donde la mayor parte de los bosques nativos presentan señales de disminución del verdor. Entre las regiones del Maule y de Los Ríos no se observa una tendencia generalizada de cambio en el verdor, aunque sí es más marcada que entre las regiones de Los Lagos y de Magallanes. Entre las regiones de Coquimbo y Los Lagos, es posible que se combinen determinantes locales, como el contenido de humedad del suelo o la posición en la ladera, con los cambios en temperatura y precipitación en los cambios del verdor de los bosques.

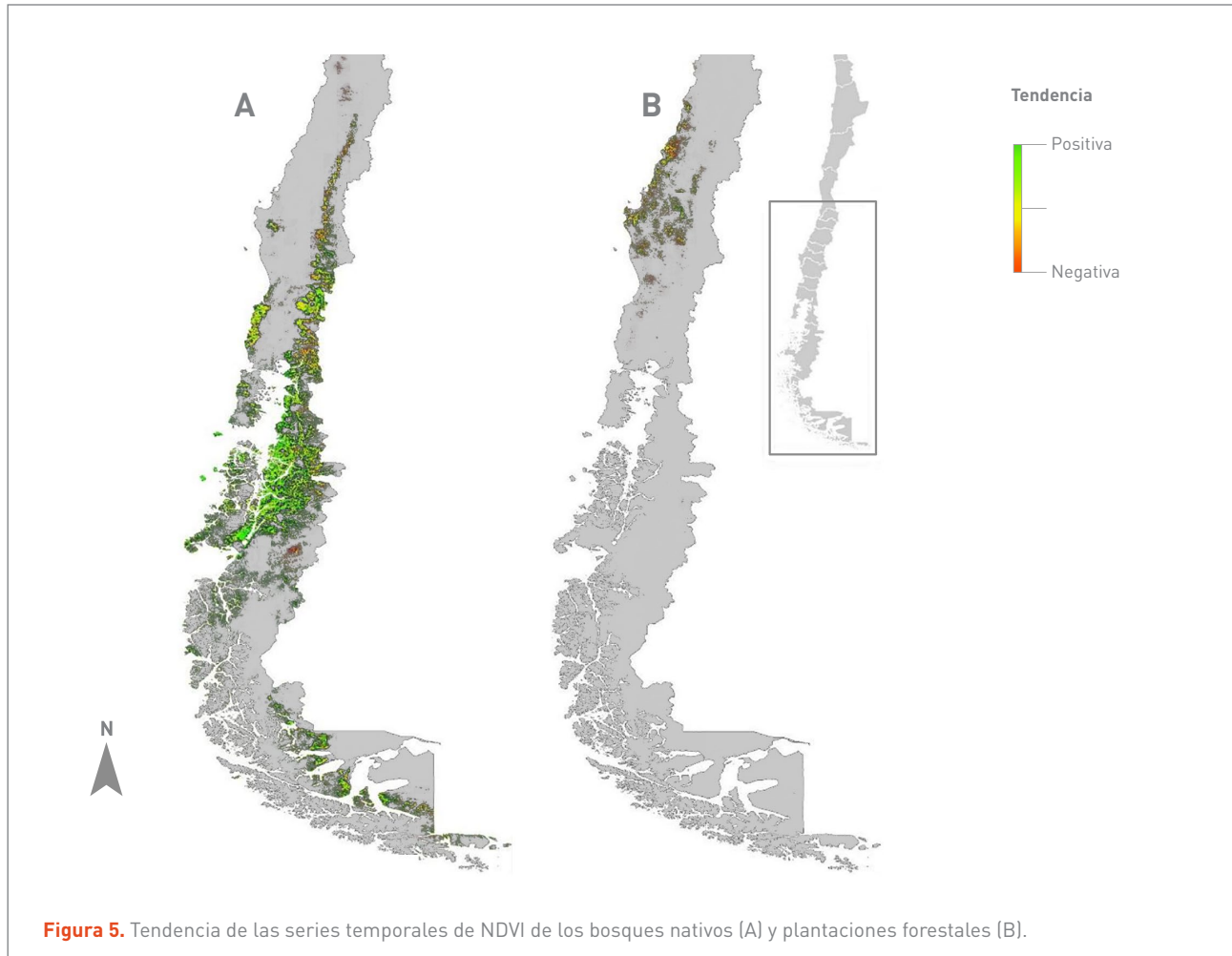


Figura 5. Tendencia de las series temporales de NDVI de los bosques nativos (A) y plantaciones forestales (B).

La modelación del cambio en el verdor revela un efecto de las variaciones recientes en el clima (período 2000 - 2018), pero también que existen condiciones ambientales que pueden alterar estos efectos directos de la temperatura y precipitación. Para estimar la Sensibilidad de los bosques nativos se construyó inicialmente un modelo que incluía variables climáticas y no climáticas. Las variables no climáticas más relevantes en la predicción del cambio en el verdor fueron utilizadas en la estimación de la Sensibilidad como una aproximación a las condiciones en las cuales se encuentran los bosques y que pueden proveer un mayor refugio ante los cambios en el clima. Las variables predictoras no climáticas más importantes en la pérdida de verdor en los bosques nativos son: contenido potencial de humedad de suelo (43,6%), elevación (39,6%) y el índice de humedad topográfico (TWI) (16,8%) para el

modelo entre las regiones de Coquimbo y de Los Lagos; y, la elevación (85,5%), el contenido potencial de humedad del suelo (9.1%) y el TWI (5.4%) entre las regiones de Aysén y de Magallanes (**Tabla 5**).

La Sensibilidad se estimó utilizando el modelo regional que mejor se relaciona con la variación en el verdor utilizando sólo las variables no climáticas (modelos *topo* en **Tabla 5**). Entre las regiones de Coquimbo y de Los Lagos, el modelo tiene un $D^2 = 0.24$, donde el contenido de humedad del suelo corresponde a la variable más importante y que se traduce en que el verdor de los bosques disminuiría en una mayor proporción en áreas con suelos de menor contenido de humedad (SWC) y una menor acumulación topográfica de agua. Por otra parte, se observa una mayor pérdida del verdor en áreas más bajas (**Figura 6**). Para

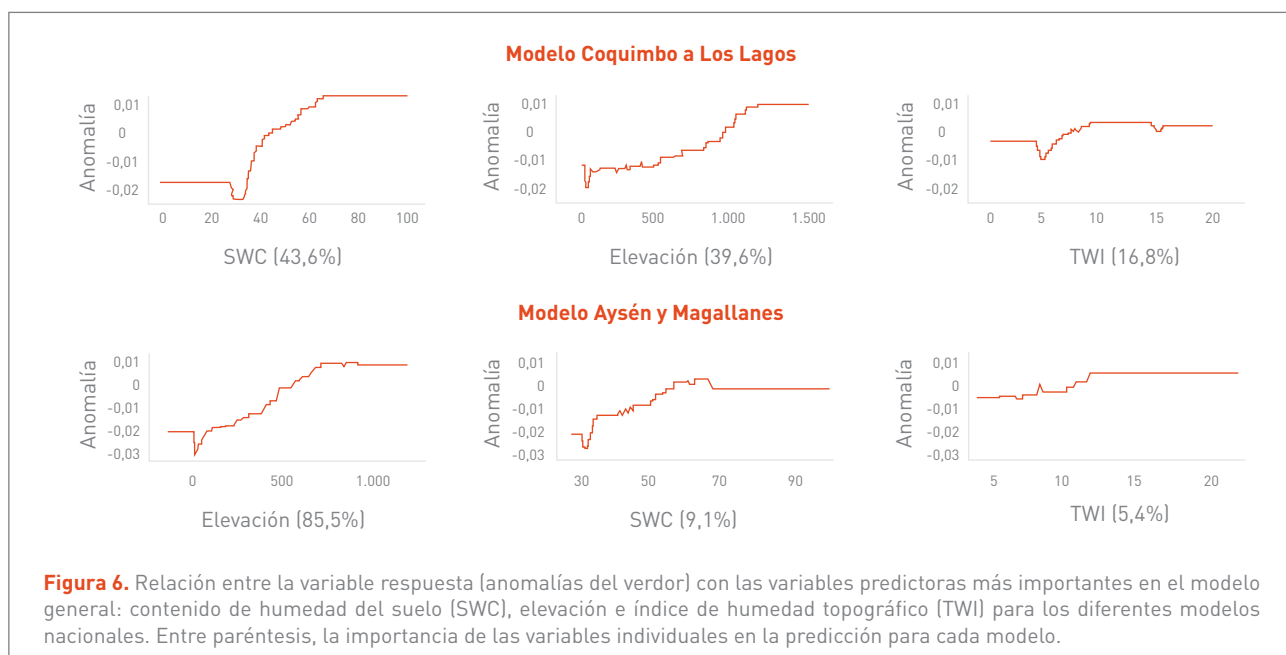
Región	Modelo	D ²	D ² CV	Corr	CorrCV	rRMSE
Coquimbo a Los Lagos	clim	0.48	0.34	0.70	0.59	3.06
	topo	0.24	0.20	0.50	0.45	3.36
	clim+topo	0.55	0.39	0.75	0.62	2.95
Aysén y Magallanes	clim	0.39	0.28	0.63	0.53	4.33
	topo	0.32	0.24	0.57	0.49	3.36
	clim+topo	0.39	0.28	0.63	0.53	3.26

Tabla 5. Evaluación de modelos de cambio en el verdor de los bosques en dos grupos de regiones administrativas: **1)** entre las regiones de Coquimbo y de Los Lagos, **2)** entre las regiones de Aysén y de Magallanes. clim = modelo considera sólo variables climáticas (cambio proporcional en la temperatura máxima y cambio proporcional en la precipitación entre los períodos 2000 - 2010 y 2010 - 2018), topo = modelo considera sólo variables topográficas (elevación, TWI, contenido de humedad del suelo). clim+topo = modelo considera la combinación de variables climáticas y topográficas. D² = devianza explicada por el modelo evaluado en la base de entrenamiento. D²CV = devianza explicada por el modelo evaluado en una base independiente. Corr = coeficiente de correlación de Pearson's entre los datos predichos y observados en la base de entrenamiento. CorrCV = coeficiente de correlación de Pearson's entre los datos predichos y observados en una base de datos independiente. rRMSE = error medio cuadrático relativo (%).a.

el modelo entre las regiones de Aysén y de Magallanes (D² = 0.32), la variable más relevante es la elevación, en donde la mayor pérdida de verdor también se encontraría en áreas más bajas, con una importancia relativamente menor del contenido de humedad en el suelo expresado en SWC y TWI, pero con el mismo efecto positivo que en lo observado en el modelo entre Coquimbo y Los Lagos (**Figura 6**). Estas variables, con sus respectivas relaciones e importancias, fueron utilizadas para predecir la respuesta de los bosques nativos a nivel comunal, lo que representa finalmente la Sensibilidad.

3.2.2 SENSIBILIDAD DE PLANTACIONES FORESTALES A CAMBIOS EN EL RÉGIMEN DE TEMPERATURA Y PRECIPITACIÓN

Como las plantaciones forestales tienen períodos de rotación cortos, presentan cambios en las series temporales debido a la tala rasa. Este análisis se debe realizar en períodos más acotados, previos a la tala de los bosques, cuando los árboles alcanzan su estado adulto y no el mismo período utilizado para los bosques nativos. Este análisis puede señalar las áreas que han sido más





afectadas por los cambios recientes de temperatura y de precipitación. Sin embargo, de acuerdo con los resultados obtenidos, no se encontraron condiciones en que las plantaciones forestales hayan mostrado una disminución del verdor máximo alcanzado por los rodales justo antes de la cosecha entre los dos períodos analizados (2000 – 2010 / 2010 - 2018). Si bien lo anterior, y considerando las especies forestales más utilizadas para establecer plantaciones forestales se encontrarían adaptadas a condiciones más secas como las observadas desde el año 2010, es posible este efecto aún no se haya expresado. Sin embargo, se podría esperar que un efecto sostenido del cambio en el régimen de precipitación pueda hacer más importantes las condiciones de contenido de humedad del suelo o acumulación topográfica de humedad. Por lo anterior es que se utilizó la misma Sensibilidad de los bosques nativos para las plantaciones forestales, en particular la Sensibilidad encontrada para los bosques nativos entre las regiones de Coquimbo y Los Lagos.

3.2.3 SENSIBILIDAD A INCENDIOS FORESTALES

La Sensibilidad se determinó mediante la estimación de la probabilidad de que un incendio se inicie dadas ciertas condiciones socioambientales. El mejor modelo alcanzó 89,3% de exactitud global en la predicción de que en un punto dado ocurra un incendio (**Figura 7**). A escala nacional, las variables más relevantes en la ocurrencia de incendios son la elevación y la latitud, dentro de las variables topográficas; mientras que la densidad, la distancia a caminos, la densidad poblacional y la distancia a ciudades son reflejo de la actividad humana en la probabilidad de ocurrencia de incendios. La presencia de plantaciones forestales fue la variable más importante entre las coberturas del suelo para predecir la ocurrencia de un incendio (**Figura 7**). La latitud es la variable más importante en el modelo, dado la alta concentración de los incendios (50% aprox.) entre los 36°S y 38.5°S.

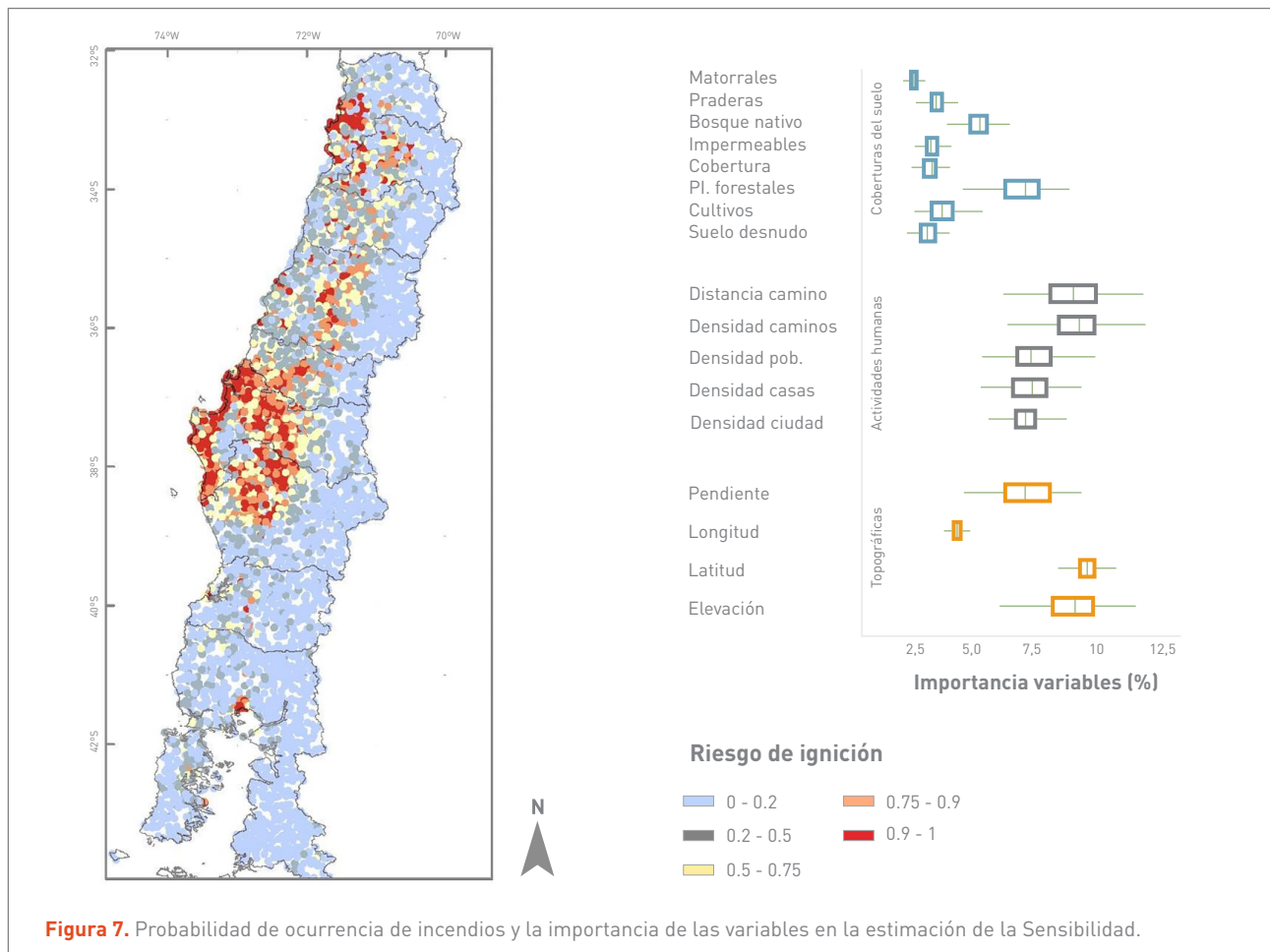


Figura 7. Probabilidad de ocurrencia de incendios y la importancia de las variables en la estimación de la Sensibilidad.

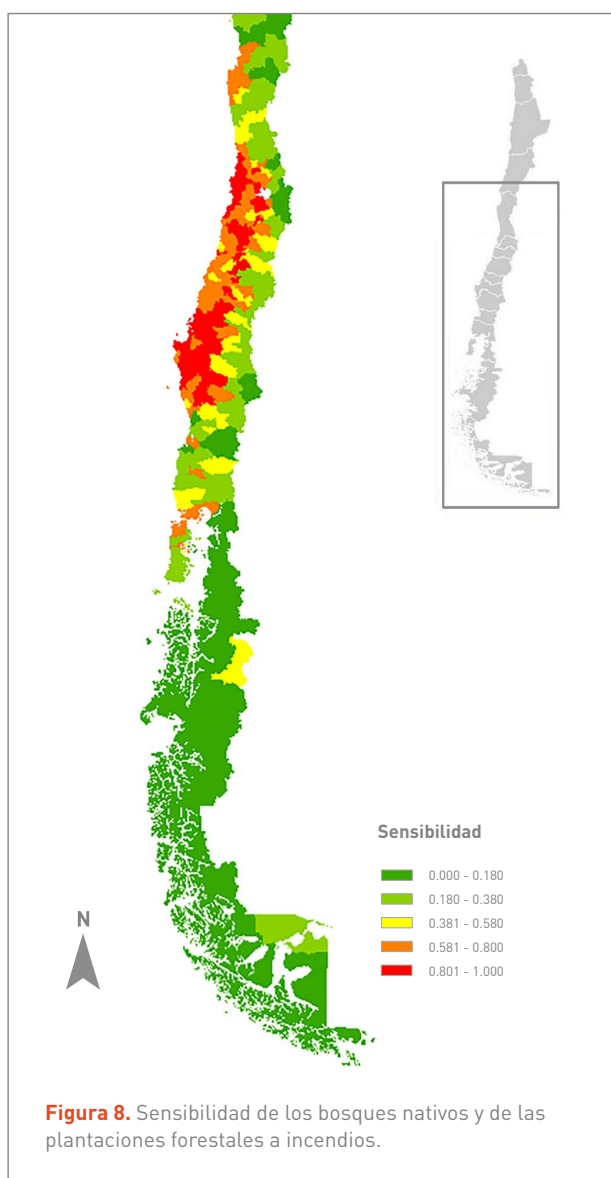
La Sensibilidad a incendios forestales para el caso de los bosques nativos se calculó utilizando todas las variables relevantes para la predicción de la ocurrencia. Se realizó la predicción para evaluar las comunas que presentan los mayores índices de Sensibilidad. Para ambos sistemas se utilizaron las mismas variables predictivas de la ignición (**Figura 8**).

3.3 AMENAZA SOBRE LA PRODUCTIVIDAD DE BOSQUES NATIVOS Y PLANTACIONES FORESTALES

3.3.1 AMENAZA SOBRE BOSQUES NATIVOS POR CAMBIOS EN EL RÉGIMEN DE TEMPERATURA Y PRECIPITACIÓN

La relación entre el aumento de temperatura y disminución de la precipitación y la productividad fotosintética se exploró de la misma forma que la Sensibilidad. Esto es, mediante la modelación de los cambios en el verdor de los bosques según los cambios en temperatura y precipitación durante los últimos 20 años. Las variables climáticas más relevantes en la predicción del cambio en el verdor fueron utilizadas en la estimación de la Amenaza. Las variables predictoras más importantes en la pérdida de verdor en los bosques nativos para el modelo entre las regiones de Coquimbo y de Los Lagos son: cambio proporcional de la precipitación anual entre los períodos 2000 - 2010 y 2010 - 2018 (56,5%), la diferencia proporcional de la temperatura entre los mismos períodos (32,1%) y el cambio en la ocurrencia de olas de calor, entendido como el número de días sobre 30 °C (11,4%). Se observó un patrón contrario en este modelo al analizar las regiones de Aysén y de Magallanes, donde la diferencia proporcional de la temperatura entre períodos (73,1%) y el cambio proporcional de la precipitación anual (19,8%) fueron las variables más relevantes (**Tabla 6**).

Entre las regiones de Coquimbo y de Los Lagos el mejor modelo tiene un $D^2 = 0.48$, donde el cambio en el régimen de precipitación corresponde a la variable más importante: el



verdor de los bosques se reduciría en mayor proporción en aquellas áreas con mayor disminución proporcional de las precipitaciones; mientras que, el cambio en las temperaturas tiene menor efecto directo, pese a que se observa una mayor disminución del verdor al aumentar las olas de calor (**Figura 9**).

El impacto de la temperatura en la productividad fotosintética de los bosques requiere mayor exploración para entender sus efectos. El modelo utilizado para la estimación de la Amenaza en los bosques entre Coquimbo y Los Lagos, que incluye el cambio en precipitación y en olas de calor, muestra que el cambio en ambas variables tiene un efecto negativo sobre los bosques ($D^2 = 0.41$, **tabla 1**).



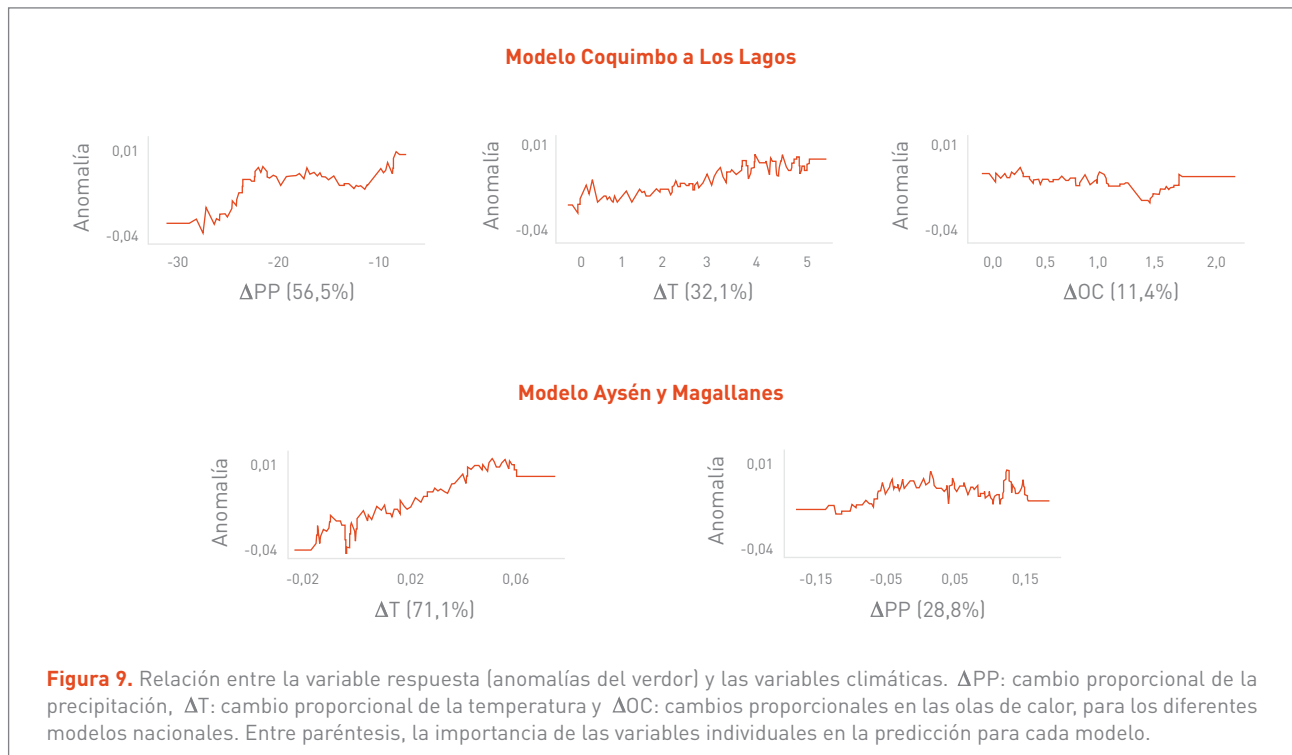
Región	Modelo	D ²	D ² CV	Corr	CorrCV	rRMSE
Coquimbo a Los Lagos	PP + Tmax + OC	0.48	0.34	0.70	0.59	3.06
	PP + OC	0.41	0.29	0.65	0.54	7.13
	PP	0.33	0.23	0.58	0.48	7.40
Aysén y Magallanes	PP + Tmax + OC	0.32	0.24	0.57	0.49	3.36
	PP + OC	0.19	0.07	0.46	0.27	3.14
	PP	0.16	0.05	0.43	0.23	3.17

Tabla 6. Evaluación de modelos de cambio en el verdor de los bosques en dos grupos de regiones administrativas: **1)** entre las regiones de Coquimbo y de Los Lagos, **2)** entre las regiones de Aysén y de Magallanes. PP+Tmax+OC = modelo considera las variables cambio proporcional en la temperatura máxima, cambio en la ocurrencia de las olas de calor y cambio proporcional en la precipitación, entre los períodos 2000 - 2010 y 2010 - 2018. PP + OC = modelo considera sólo cambio en precipitación y olas de calor. PP = modelo considera sólo los cambios en precipitación. D² = devianza explicada por el modelo evaluado en la base de entrenamiento. D²CV = devianza explicada por el modelo evaluado en una base independiente. Corr = coeficiente de correlación de Pearson's entre los datos predichos y observados en la base de entrenamiento. CorrCV = coeficiente de correlación de Pearson's entre los datos predichos y observados en una base de datos independiente. rRMSE = error medio cuadrático relativo.

Entre Aysén y Magallanes se observa, en general, que no hay cambios significativos en el verdor y tampoco en el régimen de precipitación y de temperatura en los últimos 20 años. Se aprecian áreas donde disminuye el vigor de los bosques, pero estos están localizados. Aun así, para el modelo entre Aysén y Magallanes (D² = 0.39), la variable más relevante, a pesar de observar cambios de magnitudes muy bajas, es el aumento proporcional de la temperatura, con la permanencia del verdor en áreas sin cambios o cambios positivos de tem-

peratura, y con una menor influencia de los cambios en la precipitación (**Figura 9**).

Al igual que en el modelo ajustado entre Coquimbo y Los Lagos, en el modelo ajustado para Aysén y Magallanes la temperatura tiene un efecto contraintuitivo: al disminuir las temperaturas habría mayor pérdida de verdor. Esta relación requiere una exploración más detallada. La disminución de la precipitación, en cambio, muestra un efecto negativo so-

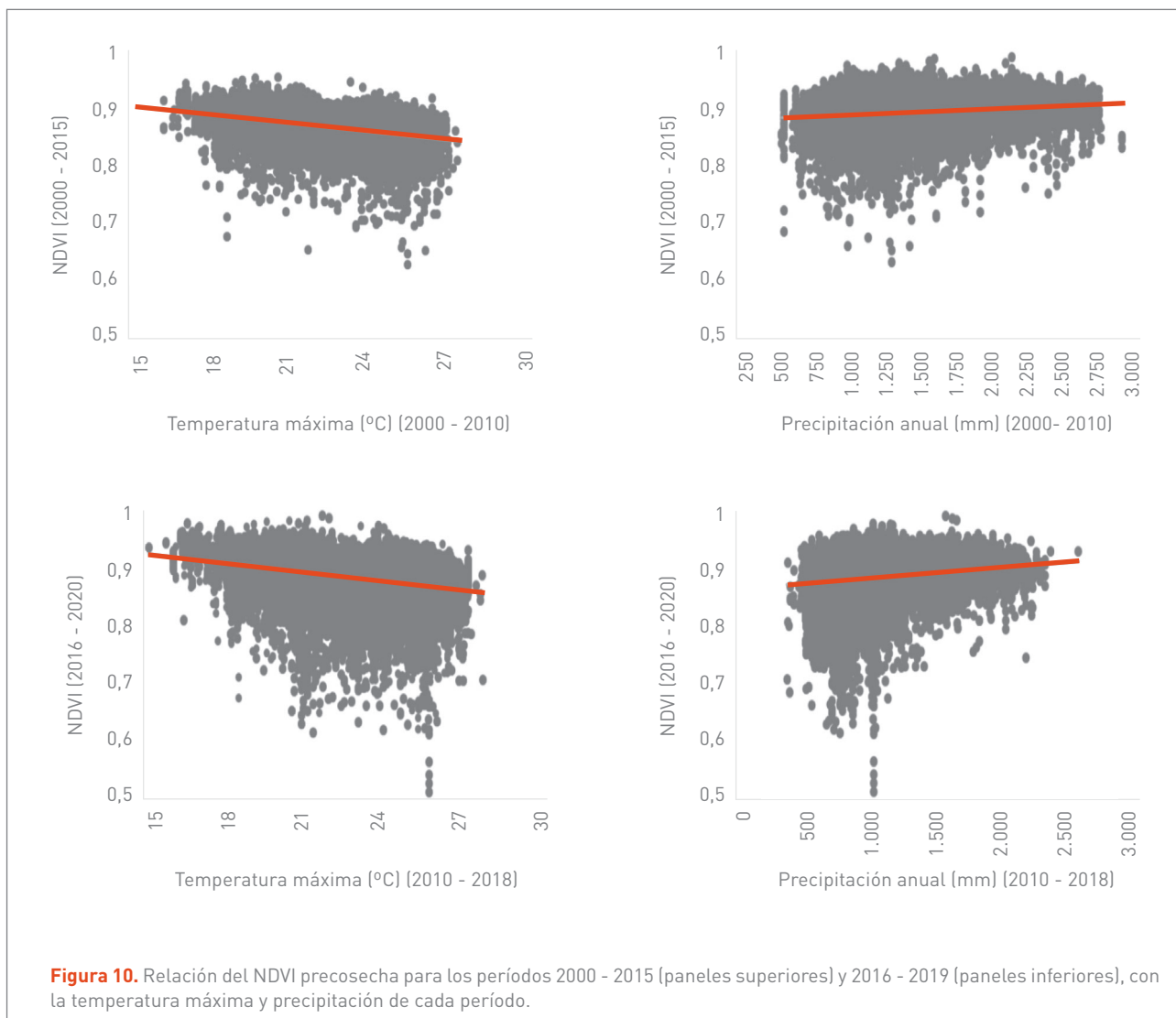


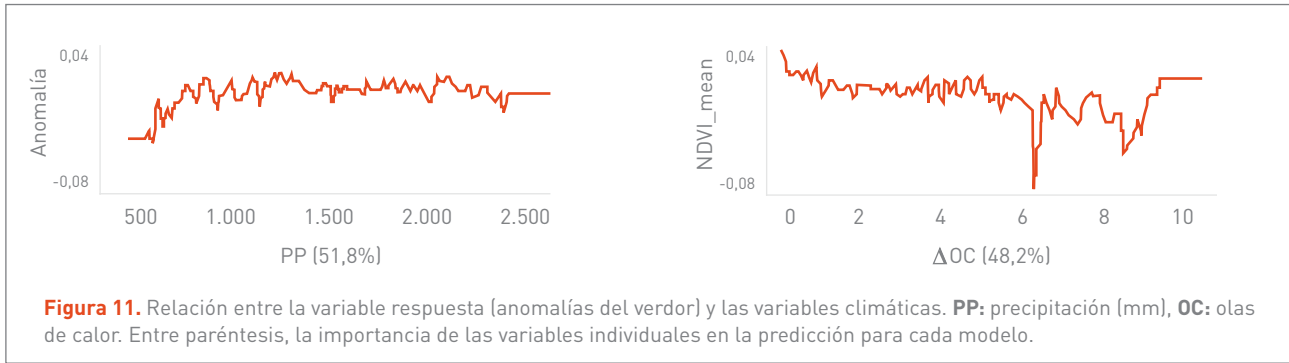
bre el verdor de la vegetación (**Figura 9**): las zonas sin cambios en precipitación mantienen su vigor, pero las áreas con mayor disminución de la precipitación muestran un cambio negativo en el verdor.

Finalmente, para la estimación de la Amenaza se utilizó el cambio en el régimen de precipitación y olas de calor entre las regiones de Coquimbo y de Los Lagos, y solo el cambio en el régimen de precipitación para las regiones de Aysén y de Magallanes. Estas variables, con sus respectivas relaciones e importancias, fueron usadas para predecir el efecto de estos cambios en los bosques nativos a nivel comunal, lo que representa finalmente la Amenaza climática.

3.3.2 AMENAZA EN PLANTACIONES FORESTALES POR CAMBIOS EN EL RÉGIMEN DE TEMPERATURA Y DE PRECIPITACIÓN

En las plantaciones forestales no se encontró evidencia concluyente del efecto que ha tenido el cambio en el régimen de temperatura y de precipitación en las últimas dos décadas. Sin embargo, se observa un efecto de la temperatura y de la precipitación sobre el NDVI previo a la cosecha, donde áreas con mayor temperatura y menor precipitación tendrían una leve tendencia (con alta variabilidad) a una menor productividad fotosintética entre las regiones de Valparaíso y de Los Lagos. Tanto la temperatura como la precipitación tienen una relación significativa con el NDVI ($p\text{-value} < 0.01$). A la vez, se registra una mayor





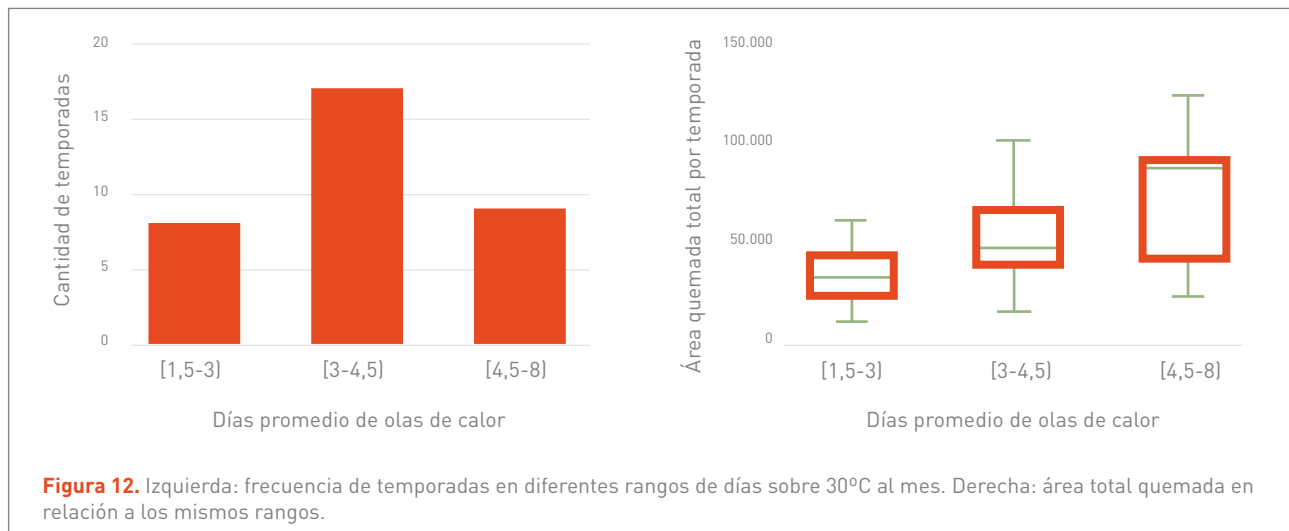
variabilidad en la capacidad fotosintética al comparar el NDVI precosecha entre los períodos 2000 - 2015 y 2016 - 2020 en plantaciones forestales ubicadas en zonas con menor precipitación y mayores temperaturas (**Figura 10**).

El mejor modelo para explicar el NDVI previo a la cosecha incluye la precipitación y las olas de calor ($D^2 = 0,37$), donde las variables tienen importancia casi equivalente en la predicción del NDVI (PP = 51.8%, OC = 48.2%). El modelo muestra una relación negativa con la temperatura y positiva con la precipitación, sin embargo, también con un efecto gradual de ambas variables (**Figura 11**).

El impacto observado en la productividad fotosintética de las plantaciones forestales previo a la cosecha hace presumir un efecto de los cambios en el clima. Considerando lo anterior, se utilizó como índice de Amenaza presente a una combinación entre la precipitación y las olas de calor actual entre las regiones de Coquimbo y de Los Lagos.

3.3.3 AMENAZA SOBRE BOSQUES NATIVOS Y PLANTACIONES FORESTALES POR LA OCURRENCIA DE INCENDIOS

La exploración de la relación entre el área quemada y las olas de calor sugiere que altas temperatura favorecen la ocurrencia de incendios de mayores magnitudes. Se establecieron relaciones por temporada de incendio (octubre a marzo) y a nivel mensual. Estos resultados reflejan la relación entre estas variables para todo el país, incluyendo condiciones climáticas y de coberturas del suelo muy diferentes. Si bien se registra una relación entre olas de calor e incendios forestales, también se observa la necesidad de establecer relaciones locales entre la temperatura y la facilitación de la propagación del fuego, que determina incendios de mayores magnitudes. Los resultados sugieren que las olas de calor representarían una Amenaza para ambos sistemas, por su incidencia en los incendios forestales.

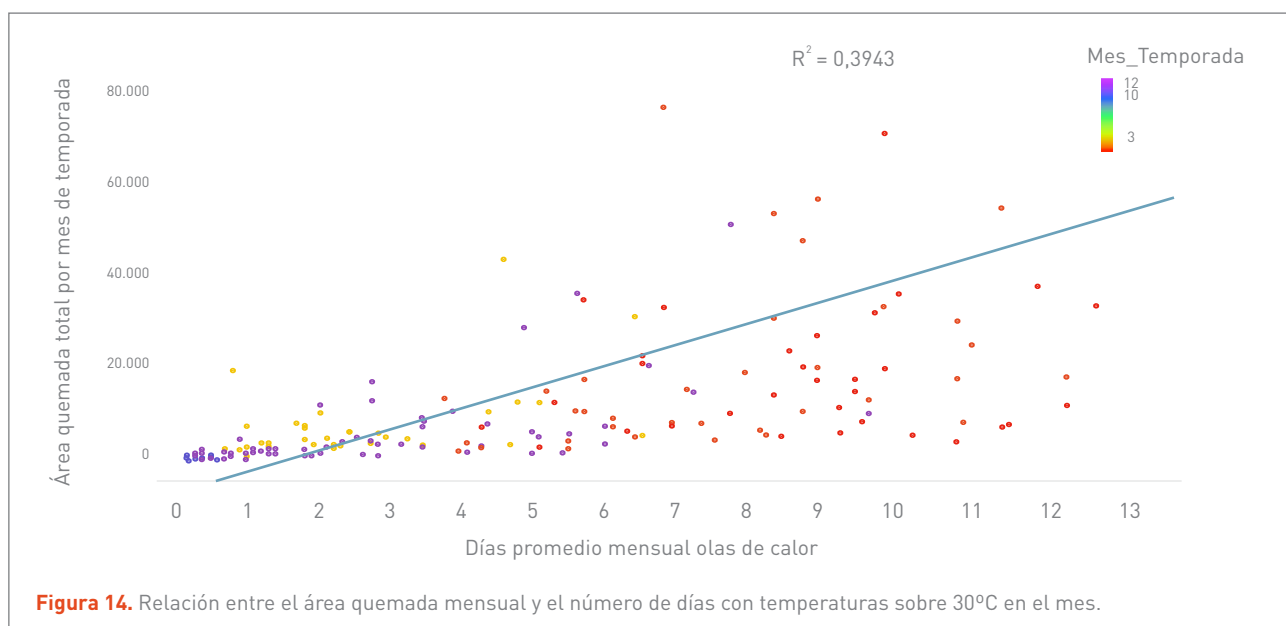
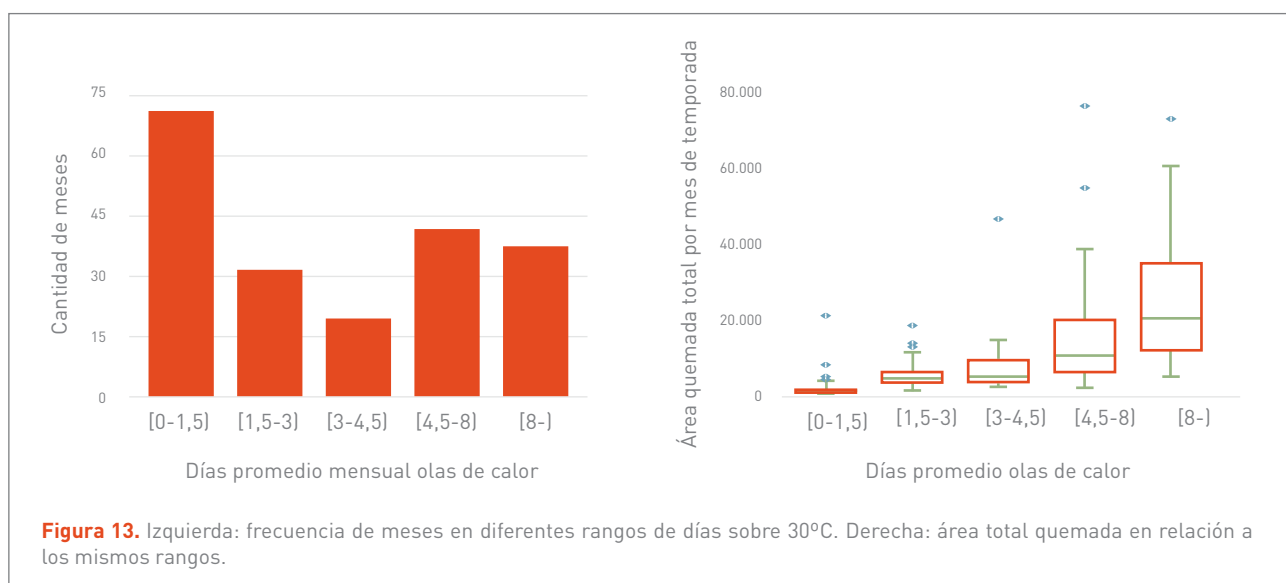


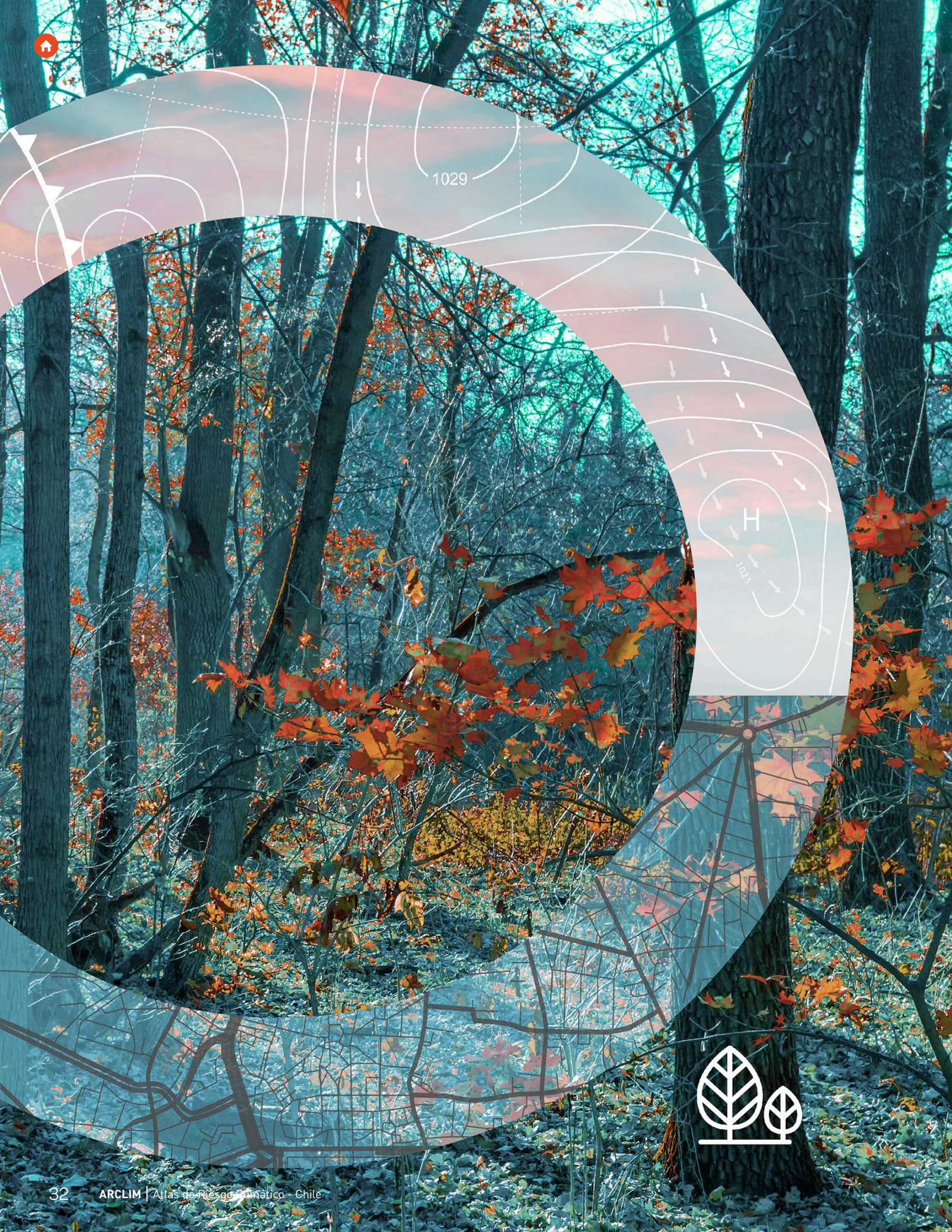


En este caso, utilizamos como una aproximación a las olas de calor, el número de días al mes en que se superan los 30 °C. Esta variable fue calculada como el promedio mensual por temporada para asociarlo con el área total quemada en la temporada (octubre a marzo). También utilizamos el número de días al mes sobre 30 °C y se relacionó con el área total quemada en el mes. Para el cálculo de las olas de calor usamos datos provenientes de la Depresión Intermedia, entre las regiones de Valparaíso y de La Araucanía.

La mayor proporción de temporadas tiene entre 3 y 4.5 días sobre 30 °C como promedio mensual. Sin embargo,

la mayor proporción de área quemada se concentra en años donde hay una mayor cantidad de días sobre 30 °C (**Figura 12**). A nivel mensual, esta relación se mantiene, es decir, la mayor área quemada se concentra en meses con una mayor cantidad de días con temperaturas sobre 30 °C (**Figura 13**). Los meses de enero y febrero se encuentran asociados a mayores temperaturas y a mayor área quemada versus los meses de octubre y noviembre, donde -en términos generales- el número de días con temperaturas mayores a 30°C dan cuenta del 39% de la varianza del área quemada mensual (**Figura 14**).





1029

H

1023



4 CONCLU- SIONES

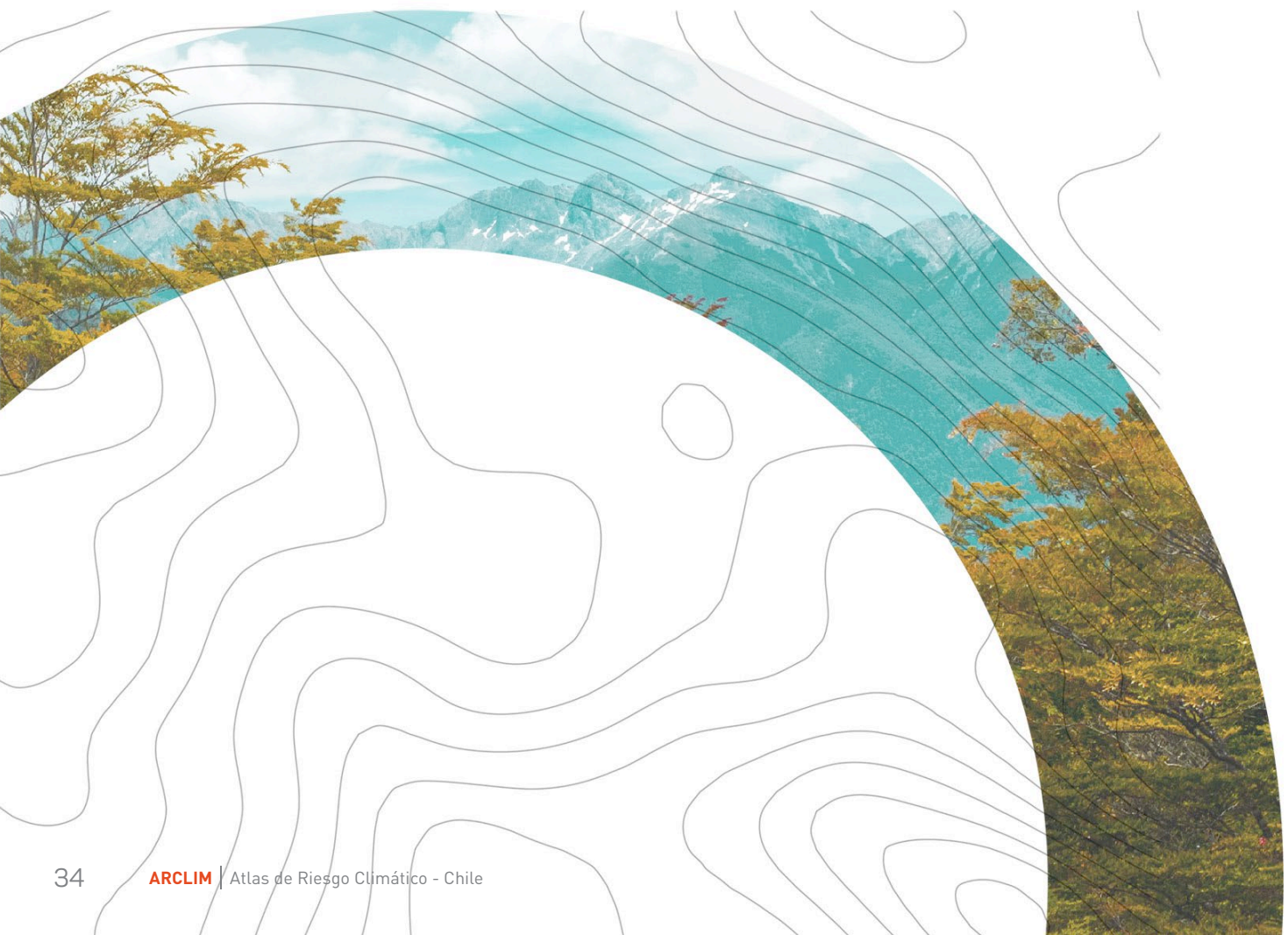
- La mayor proporción de los bosques nativos del país se encontrarían en un régimen de Riesgo bajo entre las regiones de Los Lagos y de Magallanes. Sin embargo, los bosques nativos expuestos a mayores Riesgos climáticos coinciden con los bosques de mayor valor de conservación del país.
- Las plantaciones forestales se encuentran distribuidas en la zona con mayor Riesgo de incendios. Coinciden, además, con las áreas donde podría haber un mayor efecto en los incendios por las olas de calor. La cordillera de la Costa, entre las regiones del Maule y de La Araucanía, estaría bajo un Riesgo alto frente a cambios en el clima.
- Los bosques nativos de mayor valor de conservación en la cordillera de la Costa, entre las regiones del Maule y de La Araucanía, tienen la mayor Sensibilidad ante incendios forestales, debido a la alta proporción del paisaje destinado a las plantaciones de *Pinus* y *Eucalyptus* con fines industriales. Sin embargo, gran parte de los bosques nativos ubicados en la cordillera de la Costa y la Depresión Intermedia, entre las regiones de Coquimbo y de Los Lagos, se encuentra en áreas sensibles ante incendios forestales, ya que coinciden con las zonas de mayor densidad demográfica.
- La alta concentración de plantaciones significa un Riesgo en sí mismo. Zonas con mayor incidencia de olas de calor y alta conectividad del combustible presentan un alto Riesgo para la generación de incendios de magnitudes.
- Es necesario seguir explorando el efecto de los cambios en la temperatura y precipitación sobre la productividad fotosintética. El efecto de estos cambios, en particular de la disminución de la precipitación, es muy evidente entre las regiones de Coquimbo y de O'Higgins. Sin embargo, a mayores latitudes este efecto es menos claro, pudiendo ser afectado por condiciones locales o cambios en la composición de los bosques. En distintas zonas del país se observa un efecto de disminución del verdor de la vegetación. Es necesario avanzar en entender el Riesgo que representan el aumento de las temperaturas y de olas de calor en los bosques naturales.
- Entender el efecto de los cambios en la temperatura y de precipitación en la productividad fotosintética de las plan-



taciones forestales requiere una aproximación diferente a la de los bosques nativos, considerando los ciclos de cosecha de la industria. Aún no se observa en la productividad fotosintética medida satelitalmente un efecto concluyente de los cambios en la temperatura y en la precipitación de las últimas décadas. Sin embargo, nuestros resultados preliminares sugieren que podría haber un efecto futuro, de mantenerse las condiciones actuales.

- Los bosques nativos de la zona central, entre las regiones de Coquimbo y de O'Higgins, se encuentran en alto Riesgo

por la disminución de la precipitación; lo mismo que los ubicados entre las regiones del Maule y de La Araucanía, por el efecto de las olas de calor en la propagación de incendios forestales. Sin embargo, estos efectos interactúan: la disminución de la productividad fotosintética podría ser indicativo de la mortalidad parcial o total de las copas de los árboles o de la mortalidad de los individuos, efecto que disminuiría el contenido de humedad del sistema y el aumento de la biomasa seca en los bosques, causa potencial de un mayor Riesgo ante incendios forestales.





5

REFERENCIAS

- Allan, J. R., Venter, O., Maxwell, S., Bertzky, B., Jones, K., Shi, Y. and Watson, J. E. M. *Recent increases in human pressure and forest loss threaten many Natural World Heritage Sites*, *Biol. Conserv.*, 206, 47–55, doi: 10.1016/j.biocon.2016.12.011, 2017.
- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H. (Ted), Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A. and Cobb, N. *A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests*. *For. Ecol. Manag.*, 259(4), 660–684, doi: 10.1016/j.foreco.2009.09.001, 2010.
- Allen, C. D., Breshears, D. D. and McDowell, N. G. *On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene*. *Ecosphere*, 6(8), art129, doi:10.1890/ES15-00203.1, 2015.
- Altamirano, A., Salas, C., Yaitul, V., Smith-Ramirez, C. and Ávila, A. *Influencia de la heterogeneidad del paisaje en la ocurrencia de incendios forestales en Chile*. *Central, Rev. Geogr. Norte Gd.*, (55), 157–170, doi:10.4067/S0718-34022013000200011, 2013.
- Anderegg, L. D. L., Anderegg, W. R. L. and Berry, J. A. *Not all droughts are created equal: translating meteorological drought into woody plant mortality*. *Tree Physiol.*, 33(7), 672–683, doi:10.1093/treephys/tpt044, 2013.
- Barbosa, J. M. and Asner, G. P. *Effects of long-term rainfall decline on the structure and functioning of Hawaiian forests*. *Environ. Res. Lett.*, 12(9), 094002, doi:10.1088/1748-9326/aa7ee4, 2016.
- De la Barrera, F., Barraza, F., Favier, P., Ruiz, V. and Quense, J. *Megafires in Chile 2017: Monitoring multiscale environmental impacts of burned ecosystems*. *Sci. Total Environ.*, 637–638, 1526–1536, doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.119, 2018.
- Boisier, J. P., Rondanelli, R., Garreaud, R. D. and Muñoz, F. *Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile*. *Geophys. Res. Lett.*, 43(1), 413–421, doi:10.1002/2015GL067265, 2016.
- Bowman, D. M. J. S., Moreira-Muñoz, A., Kolden, C. A., Chávez, R. O., Muñoz, A. A., Salinas, F., González-Reyes, Á., Rocco, R., de la Barrera, F., Williamson, G. J., Borchers, N., Cifuentes, L. A., Abatzoglou, J. T. and Johnston, F. H.: *Human–environmental drivers and impacts of the globally extreme 2017 Chilean fires*, *Ambio*, 48(4), 350–362, doi:10.1007/s13280-018-1084-1, 2019.



- Bréda, N., Huc, R., Granier, A. and Dreyer, E. *Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences*. *Ann. For. Sci.*, 63(6), 625–644, doi:10.1051/forest:2006042, 2006.
- Breiman, L. *Bagging predictors*. *Mach. Learn.*, 24(2), 123–140, doi:10.1007/BF00058655, 1996.
- Clark, J. S., Iverson, L., Woodall, C. W., Allen, C. D., Bell, D. M., Bragg, D. C., D'Amato, A. W., Davis, F. W., Hersh, M. H., Ibanez, I., Jackson, S. T., Matthews, S., Pederson, N., Peters, M., Schwartz, M. W., Waring, K. M. and Zimmermann, N. E. *The impacts of increasing drought on forest dynamics, structure, and biodiversity in the United States*. *Glob. Change Biol.*, 22(7), 2329–2352, doi:10.1111/gcb.13160, 2016.
- Díaz-Hormazábal, I. and González, M. E. *Análisis espacio-temporal de incendios forestales en la región del Maule, Chile*. *Bosque Valdivia*, 37(1), 147–158, doi:10.4067/S0717-92002016000100014, 2016.
- Elith, J., Leathwick, J. R. and Hastie, T. *A working guide to boosted regression trees*. *J. Anim. Ecol.*, 77(4), 802–813, doi:10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x, 2008.
- Feeley, K. J., Joseph Wright, S., Nur Supardi, M. N., Kassim, A. R. and Davies, S. J. *Decelerating growth in tropical forest trees*. *Ecol. Lett.*, 10(6), 461–469, doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01033.x, 2007.
- Ganteaume, A. and Syphard, A. D. *Ignition Sources*, in *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*, edited by S. L. Manzello, pp. 1–17, Springer International Publishing, Cham., 2018.
- Garreaud, R. D., Alvarez-Garretón, C., Barichivich, J., Boisier, J. P., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C., McPhee, J. and Zambrano-Bigiarini, M. *The 2010–2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation*. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 21(12), 6307–6327, doi:10.5194/hess-21-6307-2017, 2017.
- Garreaud, R. D., Boisier, J. P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. H. and Veloso Aguilá, D. *The Central Chile Mega Drought (2010–2018): A climate dynamics perspective*. *Int. J. Climatol.*, doi:10.1002/joc.6219, 2019.
- Gazol, A., Camarero, J. J., Vicente-Serrano, S. M., Sánchez-Salguero, R., Gutiérrez, E., de Luis, M., Sangüesa-Barreda, G., Novak, K., Rozas, V., Tiscar, P. A., Linares, J. C., Martín-Hernández, N., Martínez del Castillo, E., Ribas, M., García-González, I., Silla, F., Camisón, A., Génova, M., Olano, J. M., Longares, L. A., Hevia, A., Tomás-Burguera, M. and Galván, J. D. *Forest resilience to drought varies across biomes*. *Glob. Change Biol.*, 24(5), 2143–2158, doi:10.1111/gcb.14082, 2018.
- Gómez-González, S., González, M. E., Paula, S., Díaz-Hormazábal, I., Lara, A. and Delgado-Baquerizo, M. *Temperature and agriculture are largely associated with fire activity in Central Chile across different temporal periods*. *For. Ecol. Manag.*, 433, 535–543, doi: 10.1016/j.foreco.2018.11.041, 2019.
- González, M. E., Gómez-González, S., Lara, A., Garreaud, R. and Díaz-Hormazábal, I. *The 2010–2015 Megadrought and its influence on the fire regime in central and south-central Chile*. *Ecosphere*, 9(8), e02300, doi:10.1002/ecs2.2300, 2018.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D. and Moore, R. *Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone*. *Remote Sens. Environ.*, 202, 18–27, doi: 10.1016/j.rse.2017.06.031, 2017.
- Grossiord, C., Granier, A., Ratcliffe, S., Bouriaud, O., Bruelheide, H., Checko, E., Forrester, D. I., Dawud, S. M., Finer, L., Pollastrini, M., Scherer-Lorenzen, M., Valladares, F., Bonal, D. and Gessler, A. *Tree diversity does not always improve resistance of forest ecosystems to drought*. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 111(41), 14812–14815, doi:10.1073/pnas.1411970111, 2014.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O. and Townshend, J. R. G. *High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change*. *Science*, 342(6160), 850–853, doi:10.1126/science.1244693, 2013.
- Tomislav Hengl, & Surya Gupta. [2019]. *Soil water content (volumetric %) for 33kPa and 1500kPa suctions predicted at 6 standard depths [0, 10, 30, 60, 100 and 200 cm] at 250 m resolution (Version v01) [Data set]*. Zenodo. 10.5281/zenodo.2629589
- Heilmayr, R., Echeverría, C., Fuentes, R. and Lambin, E. F. *A plantation-dominated forest transition in Chile*. *Appl. Geogr.*, 75, 71–82, doi: 10.1016/j.apgeog.2016.07.014, 2016.
- Holz, A., Paritsis, J., Mundo, I. A., Veblen, T. T., Kitzberger, T., Williamson, G. J., Aráoz, E., Bustos-Schindler, C., González, M. E., Grau, H. R. and Quezada, J. M. *Southern Annular Mode drives multicentury wildfire activity in southern South America*. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 114(36), 9552–9557, doi:10.1073/pnas.1705168114, 2017.



- Lara, A., Urrutia-Jalabert, R., Reyes, R., González, M.E. Miranda, M., Altamirano, A. Zamorano-Elgueta, C. *Bosques Nativos. En: Informe País, Estado del Medio Ambiente en Chile*. Instituto de Asuntos Públicos. Centro de Análisis de Políticas Públicas. Universidad de Chile. Santiago, Chile. <http://www.inap.uchile.cl/publicaciones/159662/informe-pais-estado-del-medio-ambiente-en-chile-2018>, 2019.
- Lloret, F., Lobo, A., Estevan, H., Maisongrande, P., Vayreda, J. and Terradas, J. *Woody plant richness and NDVI response to drought events in catalonian (northeastern spain) forests*, *Ecology*, 88(9), 2270–2279, doi:10.1890/06-1195.1, 2007.
- Luebert, F. and Pliscoff, P. *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. 1. ed., Editorial Universitaria, Santiago de Chile., 2006.
- Martínez-Vilalta, J., Prat, E., Oliveras, I. and Piñol, J. *Xylem hydraulic properties of roots and stems of nine Mediterranean woody species*. *Oecologia*, 133(1), 19–29, doi:10.1007/s00442-002-1009-2, 2002.
- McWethy, D. B., Pauchard, A., García, R. A., Holz, A., González, M. E., Veblen, T. T., Stahl, J. and Currey, B. *Landscape drivers of recent fire activity (2001–2017) in south-central Chile*, edited by B. Bond-Lamberty, PLOS ONE, 13(8), e0201195, doi:10.1371/journal.pone.0201195, 2018.
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Pincheira, F. and Lara, A. *Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile*. *Appl. Geogr.*, 60, 20–28, doi:10.1016/j.apgeog.2015.02.016, 2015.
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A. and González, M. *Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence*. *Reg. Environ. Change*, 17(1), 285–297, doi:10.1007/s10113-016-1010-7, 2017.
- Miranda, A., Lara, A., Altamirano, A., Zamorano-Elgueta, C., Hernández, H. J., González, M. E., Pauchard, A. and Promis, Á. *Monitoreo de la superficie de los bosques nativos de Chile: un desafío pendiente*. *Bosque Valdivia*, 39(2), 265–275, doi:10.4067/S0717-92002018000200265, 2018.
- Moritz, M. A., Batllori, E., Bradstock, R. A., Gill, A. M., Handmer, J., Hessburg, P. F., Leonard, J., McCaffrey, S., Odion, D. C., Schoennagel, T. and Syphard, A. D. *Learning to coexist with wildfire*. *Nature*, 515(7525), 58–66, doi:10.1038/nature13946, 2014.
- Olden, J. D., Lawler, J. J. and Poff, N. L. *Machine Learning Methods Without Tears: A Primer for Ecologists*. *Q. Rev. Biol.*, 83(2), 171–193, doi:10.1086/587826, 2008.
- Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P. W., Fernandez-Manjarrés, J. F., Araújo, M. B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W. W. L., Chini, L., Cooper, H. D., Gilman, E. L., Guénette, S., Hurtt, G. C., Huntington, H. P., Mace, G. M., Oberdorff, T., Revenga, C., Rodrigues, P., Scholes, R. J., Sumaila, U. R. and Walpole, M. *Scenarios for global biodiversity in the 21st century*, *Science*, 330(6010), 1496–501, doi:10.1126/science.1196624, 2010.
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C. J. and Stenseth, N. Chr. *Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change*. *Trends Ecol. Evol.*, 20(9), 503–510, doi: 10.1016/j.tree.2005.05.011, 2005.
- Rood, S. B., Patiño, S., Coombs, K. and Tyree, M. T. *Branch sacrifice: cavitation-associated drought adaptation of riparian cottonwoods*. *Trees*, 14(5), 0248–0257, doi:10.1007/s004680050010, 2000.
- Running, S. W., Nemani, R. R., Heinsch, F. A., Zhao, M., Reeves, M. and Hashimoto, H. *A Continuous Satellite-Derived Measure of Global Terrestrial Primary Production*. *BioScience*, 54(6), 547, doi: 10.1641/0006-3568(2004)054[0547:ACSMOG]2.0.CO;2, 2004.
- Sala, O. E. *Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100*. *Science*, 287(5459), 1770–1774, doi:10.1126/science.287.5459.1770, 2000.
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkanieni, J., Lexer, M. J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T. A. and Reyer, C. P. O. *Forest disturbances under climate change*. *Nat. Clim. Change*, 7(6), 395–402, doi:10.1038/nclimate3303, 2017.
- Singh, R. P., Roy, S. and Kogan, F. *Vegetation and temperature condition indices from NOAA AVHRR data for drought monitoring over India*. *Int. J. Remote Sens.*, 24(22), 4393–4402, doi:10.1080/0143116031000084323, 2003.
- Strobl, C., Boulesteix, A.-L., Kneib, T., Augustin, T. and Zeileis, A. *Conditional variable importance for random forests*. *BMC Bioinformatics*, 9(1), doi:10.1186/1471-2105-9-307, 2008.



- Sulla-Menashe, D., Woodcock, C. E. and Friedl, M. A. *Canadian boreal forest greening and browning trends: an analysis of biogeographic patterns and the relative roles of disturbance versus climate drivers*. *Environ. Res. Lett.*, 13(1), 014007, doi:10.1088/1748-9326/aa9b88, 2018.
- Urrutia-Jalabert, R., González, M. E., González-Reyes, Á., Lara, A. and Garreaud, R. *Climate variability and forest fires in central and south-central Chile*. *Ecosphere*, 9(4), e02171, doi:10.1002/ecs2.2171, 2018.
- Van Wagtenonk, J. W. Fire as a Physical Process, in *Fire in California's Ecosystems*. Edited by N. Sugihara, pp. 38–57, University of California Press., 2006.
- Viale, M. and Garreaud, R. *Orographic effects of the subtropical and extratropical Andes on upwind precipitating clouds*. *J. Geophys. Res. Atmospheres*, 120(10), 4962–4974, doi:10.1002/2014jd023014, 2015.
- Zhang, Y., Song, C., Band, L. E., Sun, G. and Li, J. *Reanalysis of global terrestrial vegetation trends from MODIS products: Browning or greening?* *Remote Sens. Environ.*, 191, 145–155, doi:10.1016/j.rse.2016.12.018, 2017.
- Zhao, Y., Feng, D., Yu, L., Wang, X., Chen, Y., Bai, Y., Hernández, H. J., Galleguillos, M., Estades, C., Biging, G. S., Radke, J. D. and Gong, P. *Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data*. *Remote Sens. Environ.*, 183, 170–185, doi:10.1016/j.rse.2016.05.016, 2016.
- Zhou, L., Tian, Y., Myneni, R. B., Ciais, P., Saatchi, S., Liu, Y. Y., Piao, S., Chen, H., Vermote, E. F., Song, C. and Hwang, T. *Widespread decline of Congo rainforest greenness in the past decade*. *Nature*, 509(7498), 86–90, doi:10.1038/nature13265, 2014.

