

**UNIVERSIDAD DE CHILE**

**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

**ESCUELA DE PREGRADO**

**MEMORIA DE TÍTULO**

**COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DEL BOSQUE MAULINO COSTERO  
POSTERIOR AL INCENDIO DE “LAS MÁQUINAS” 2017.**

**CLAUDIA VERÓNICA LEAL MEDINA**

**SANTIAGO-CHILE**

**2020**

**UNIVERSIDAD DE CHILE**

**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

**ESCUELA DE PREGRADO**

**MEMORIA DE TÍTULO**

**COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DEL BOSQUE MAULINO COSTERO  
POSTERIOR AL INCENDIO DE “LAS MÁQUINAS” 2017.**

**COMPOSITION AND STRUCTURE OF MAULINO COASTAL FOREST AFTER  
“LAS MÁQUINAS” WILDFIRE 2017.**

**CLAUDIA VERÓNICA LEAL MEDINA**

**SANTIAGO-CHILE**

**2020**

**UNIVERSIDAD DE CHILE**

**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

**ESCUELA DE PREGRADO**

**COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DEL BOSQUE MAULINO COSTERO  
POSTERIOR AL INCENDIO DE “LAS MÁQUINAS” 2017.**

Memoria para optar al Título Profesional de:  
Ingeniera en Recursos Naturales Renovables

**CLAUDIA VERÓNICA LEAL MEDINA**

**Profesores Guías**

Mauricio Galleguillos Torres  
Ingeniero Agrónomo, M.S., PhD.



**Calificaciones**

7,0

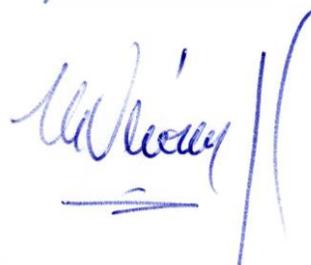
**Profesores Evaluadores**

Álvaro G. Gutiérrez Ilabaca  
Ingeniero Forestal, Dr. Rer. Nat.



6,8

M. Verónica Díaz Martínez.  
Ingeniero Agrónomo, M. S.



6,5

SANTIAGO-CHILE

2020

## **AGRADECIMIENTOS**

Me gustaría agradecer a mi Profesor Guía Mauricio Galleguillos que siempre se mostró dispuesto e interesado en esta investigación, me alentó y apostó por mis aptitudes como estudiante para seguir el camino de la investigación y la ciencia, siempre estuvo dispuesto a contribuir para lograr grandes descubrimientos que fueran un aporte en la toma de decisiones para un país mejor. Al profesor Jorge Pérez por guiarme desde el inicio de la carrera en el estudio de la ecología desde las ayudantías, lo cual me motivo enormemente para llegar a desarrollar un tema apasionante en mi memoria de título. También agradecer al profesor Américo Contreras por su buena disposición y ayuda en el desarrollo de la esta memoria de título. Me gustaría agradecer a mis compañeros del Laboratorio MME, que fueron muy solidarios conmigo al compartir información muy valiosa recopilada por ellos, los que me acompañaron a terreno muchas veces y también me apoyaron a programar o realizar procesos complejos. Finalmente me gustaría agradecer a mi familia, especialmente a mis sobrinos que me dieron ánimo y momentos de distensión todos los días para seguir adelante con este largo proceso, a mis amigos de la vida, a mis fresquitas y a Diego por creer en mí y en mis capacidades, por apoyarme en momentos difíciles y celebrar cada avance junto a mí. Por último, me gustaría agradecer a mi Rosamama por acompañarme todos estos años de estudiante, aunque ya no esté con nosotros en este plano físico, estaría muy feliz y orgullosa de mis logros. Gracias a todos por ser parte de este largo, pero enriquecedor proceso. Los quiero.

## ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT .....	2
INTRODUCCIÓN .....	3
Objetivo general .....	6
Objetivos específicos.....	6
MATERIALES Y MÉTODOS .....	7
Área de estudio .....	7
Materiales y métodos.....	8
I.    Análisis de cambios temporales sobre la cobertura vegetal nativa post-incendio... 8	
I.1. Determinación del grado de severidad de rodales de bosque nativo.....	8
I.2. Obtención del indicador de recuperación de cobertura vegetal post-incendio.....	9
I.3. Análisis estadístico .....	10
II.   Comparación de la composición de la vegetación nativa pre y post incendio .....	11
II.1 Determinación del grado de severidad de los puntos del muestreo de vegetación 2014 .....	11
II.2 Selección de datos muestreos de vegetación 2014-2019 .....	12
II.3 Comparación de la composición de la vegetación por sitios .....	12
II.4 Comparación de la composición de la vegetación por especie .....	14
III.  Análisis de la estructura de la vegetación regenerada post-incendio.....	14
III.1 Preprocesamiento de imágenes de alta resolución.....	14
III.2 Caracterización de la vegetación regenerada en tres rodales de bosque nativo....	15
III.3 Caracterización biofísica de los rodales de bosque nativo .....	17
III.4 Modelos predictivos de abundancia de una especie exótica y una especie nativa	17
III.5 Espacialización modelo predictivo remoto.....	18
RESULTADOS.....	20
I.    Análisis de cambios temporales sobre la cobertura vegetal nativa post-incendio ....	20
I.1 Grado de severidad de los rodales de Bosque Maulino Costero. ....	20
I.2 Indicador de recuperación de la cobertura vegetal post-incendio .....	20

II.	Comparación de la composición de la vegetación nativa pre y post incendio.....	27
II.1	Grado de severidad de los puntos del muestreo de vegetación 2014.....	27
II.2	Comparación de la composición de la vegetación por sitios. ....	27
III.	Análisis de la estructura de la vegetación regenerada post-incendio en tres rodales de bosque nativo. ....	32
III. 1.	Caracterización de la vegetación regenerada post incendio .....	32
III.2	Caracterizaciones biofísicas de los rodales de bosque nativo.....	34
III.3	Modelos predictivos de abundancia de una especie exótica <i>Pinus radiata</i> y una especie nativa <i>Nothofagus glauca</i> .....	34
III.4	Especialización del modelo predictivo remoto de abundancia de la especie <i>Pinus radiata</i> .....	36
DISCUSIÓN	.....	38
I.	Análisis de cambios temporales según propiedades biofísicas de la vegetación nativa regenerada post-incendio.....	38
I.1	Recuperación de la cobertura vegetal y del ecosistema. ....	38
II.	Comparación de la composición de la vegetación nativa pre y post incendio.....	40
II.1	Organización de la vegetación pre y post incendio.....	40
II.2	Modificaciones en la composición de especies pre y post incendio. ....	42
III.	Análisis de la estructura de la vegetación regenerada post-incendio en tres rodales de bosque nativo. ....	43
III.1	Estructura de la vegetación regenerada posterior a un incendio de sexta generación.....	43
III.2	Modelos predictivos de abundancia de una especie exótica <i>Pinus radiata</i> y una especie nativa <i>Nothofagus glauca</i> post incendio. ....	45
III.3	Especialización del modelo predictivo remoto de abundancia de <i>Pinus radiata</i> en tres rodales de Bosque Maulino Costero. ....	46
IV.	Integración multiescalar de la composición y estructura del Bosque Maulino Costero post incendio. ....	47
IV.1	Proceso de invasión de la especie <i>Pinus radiata</i> considerandos múltiples escalas. ....	47
IV.2	Impactos de la invasión de <i>Pinus radiata</i> sobre el Bosque Maulino Costero .....	48
CONCLUSIÓN	.....	51
BIBLIOGRAFIA	.....	52
ANEXOS	.....	65

Anexo 1. Normalized Burn Ratio .....	65
Anexo 2. Difference Normalized Burn Ratio .....	65
Anexo 3. Niveles de Severidad según índice dNBR .....	65
APÉNDICES.....	66
Apéndice 1. Diseño Muestreo en Terreno .....	66
Apéndice 2. Área de muestreo y Área de influencia .....	66
Apéndice 3. Grado de severidad de sitios muestreo de vegetación 2014 correspondientes a Bosque Maulino Costero.....	66
Apéndice 4. Matriz de presencia/ ausencia para el estrato arbóreo. ....	67
Apéndice 5. Matriz de presencia/ ausencia para el estrato arbustivo. ....	67
Apéndice 6. Resumen muestreos de vegetación arbórea por especies 2014-2019.....	69
Apéndice 7. Resumen muestreos de vegetación arbustivo por especies para años 2014 y 2019. ....	70
Apéndice 8. Resumen de índices de diversidad para tres rodales de bosque nativo. ...	73
Apéndice 9. Resumen de caracterización biofísica de tres rodales de bosque nativo ..	73

## INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Resumen del grado de severidad de rodales de bosque maulino costero. ....	20
Cuadro 2. Comparación sitio a sitio de la composición de la vegetación nativa pre y post incendio para el estrato arbóreo y arbustivo. ....	28
Cuadro 3. Resultados prueba de Tukey al comparar condiciones ambientales pre y post incendio para el estado arbóreo y abusivo según los índices de Jaccard y Bray Curtis.....	28
Cuadro 4. Índice de reemplazo Cody para el estrato arbóreo y arbustivo entre los años 2014 (pre-incendio)-2019 (post-incendio). ....	30
Cuadro 5. Resumen de variables básicas de estructura de dosel.....	33
Cuadro 6. Variables predictoras para los modelos predictivo de abundancia de <i>P. radiata</i> y <i>N. glauca</i> . ....	35

## ÍNDICE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio y sitios de muestreo de vegetación pre y post incendio.....	7
Figura 2. a) Medias ajustada de IAF de cada clase según el grado de severidad durante 37 meses post-incendio. b) IAF de cada clase según grado de severidad para los meses de febrero de los años 2017 (tiempo 1), 2018 (tiempo 13), 2019 (tiempo 25) y 2020 (tiempo 37). Se incluyen grupos estadísticos (letras) en el sentido horizontal indicando diferencias entre los grados de severidad según la prueba de comparación Tukey para cada periodo de tiempo.	22
Figura 3. a) Medias ajustada de CCC de cada clase según el grado de severidad durante 37 meses post-incendio. b) CCC de cada clase según grado de severidad para los meses de febrero de los años 2017 (tiempo 1), 2018 (tiempo 13), 2019 (tiempo 25) y 2020 (tiempo 37). Se incluyen grupos estadísticos (letras) en el sentido horizontal indicando diferencias entre los grados de severidad según la prueba de comparación Tukey para cada periodo de tiempo.	23
Figura 4. a) Medias ajustada de CCW de cada clase según el grado de severidad durante 37 meses post-incendio. b) CCW de cada clase según grado de severidad para los meses de febrero de los años 2017 (tiempo 1), 2018 (tiempo 13), 2019 (tiempo 25) y 2020 (tiempo 37). Se incluyen grupos estadísticos (letras) en el sentido horizontal indicando diferencias entre los grados de severidad según la prueba de comparación Tukey para cada periodo de tiempo.	24
Figura 5. a) Medias ajustada de FAPAR de cada clase según el grado de severidad durante 37 meses post-incendio. b) FAPAR de cada clase según grado de severidad para los meses de febrero de los años 2017 (tiempo 1), 2018 (tiempo 13), 2019 (tiempo 25) y 2020 (tiempo 37). Se incluyen grupos estadísticos (letras) en el sentido horizontal indicando diferencias entre los grados de severidad según la prueba de comparación Tukey para cada periodo de tiempo.	25
Figura 6. a) Medias ajustada de FVC de cada clase según el grado de severidad durante 37 meses post-incendio. b) FVC de cada clase según grado de severidad para los meses de febrero de los años 2017 (tiempo 1), 2018 (tiempo 13), 2019 (tiempo 25) y 2020 (tiempo 37). Se incluyen grupos estadísticos (letras) en el sentido horizontal indicando diferencias entre los grados de severidad según la prueba de comparación Tukey para cada periodo de tiempo.	26
Figura 7. a) Gráficos de cajas para los índices de Jaccard y Bray-Curtis correspondiente al estrato arbóreo. b) Gráficos de cajas para los índices de Jaccard y Bray-Curtis correspondiente al estrato arbustivo.	29
Figura 8. Curva de abundancia-diversidad correspondiente al total de especies muestreadas en los 48 censos florísticos en tres rodales de bosque nativo.	33

Figura 9. a) Mapa de elevación (m.s.n.m). b) Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) para tres rodales de bosque nativo.....	34
Figura 10. a) Datos observados y predichos a partir de los modelos predictivos de abundancia de la especie <i>P. radiata</i> . b) Datos observados y predichos a partir de los modelos predictivos de abundancia de la especie <i>N. glauca</i> . .....	35
Figura 11. Datos observados y predichos a partir de modelo predictivo remoto de abundancia de <i>P. radiata</i> utilizado para la espacialización.....	36
Figura 12 . a) Mapas predictores de abundancia de la especie exótica <i>Pinus radiata</i> (Promedio de 100 iteraciones) en tres rodales de bosque nativo. b) Mapa de Coeficiente de Variación (100 iteraciones). .....	37
Figura 13. Esquema del proceso de retroalimentación positiva entre invasión de plantas exóticas e incendios forestales. En efecto, el establecimiento de plantas exóticas modifica las propiedades del combustible del ecosistema (aumenta carga de combustible, la proporción de combustible fino y disminuye la temperatura de ignición), generando un nuevo régimen con incendios que propicia una mayor severidad, extensión y propagación. A su vez, este tipo de incendios degradan los ecosistemas nativos haciéndolos más propensos a la invasión debido a las adaptaciones de las especies exóticas altamente efectivas ante el fuego, generando un aumento sustancial y aumento en la probabilidad de permanencia después de los incendios (Modificado González et al., 2020).....	50

## RESUMEN

Esta investigación analizó la estructura y composición del Bosque Maulino Costero luego de un incendio de gran magnitud. En primera instancia se realizó un análisis espacio-temporal de la dinámica de la vegetación durante los 3 años posteriores (2017-2020) al incendio las Maquinas, donde se utilizaron cinco productos satelitales de variables biofísicas de la vegetación: Índice de Área Foliar (IAF), Contenido de Clorofila (CCC), Contenido de agua (CCW), Fracción de Radiación Fotosintética Activa (FAPAR ) y Fracción de Cobertura Vegetal (FVC). Se realizaron modelos lineales mixtos para cada variable y se identificó un efectivo recubrimiento vegetal en todos los rodales de bosque nativo y un comportamiento particular dado por un rápido recubrimiento de las zonas afectadas fuertemente por el incendio, que concluyó con una cubierta vegetal de similares características para el 87,2% de la superficie de bosque nativo quemada. Por otra parte, se realizó una comparación de la composición de especies pre y post incendio a partir de datos obtenidos de muestreos de vegetación realizados durante los años 2014 y 2019 en ocho rodales con cobertura vegetal nativa. Para la comparación por sitios se emplearon índices de diversidad Beta, específicamente índices de distancia ecológica o disimilitud (Jaccard y Bray Curtis) y un índice de reemplazo (Cody), donde se obtuvo que posterior al incendio existió una disimilitud mayor al 50% y un reemplazo menor al 60% al comparar cada sitio con sí mismo tanto para el estrato arbóreo como arbustivo. La comparación entre sitios quemados y no quemados dio cuenta de diferencias significativas sobre la disimilitud de ambas condiciones ambientales, donde ambos estratos presentaron una tendencia al aumento de la similitud de la composición de especies posterior al incendio. La comparación por especies dio cuenta de disminución de la riqueza, abundancia y cobertura de especies para ambos estratos posterior al incendio. Se realizó el análisis de la estructura de la vegetación regenerada, a partir de la caracterización de la vegetación y estructura biofísica (topográficas y espectrales) de 48 parcelas según el muestreo sistemático realizado durante abril 2019. Posteriormente se seleccionaron las dos especies más abundantes en la zona correspondientes a *Nothofagus glauca* (nativa) y *Pinus radiata* (exótica) y se realizaron modelos predictivos de su abundancia utilizando datos geoespaciales obtenidos por UAV y por información LiDAR. La desviación explicada de los modelos fue alta para la abundancia de *P. radiata* (92,9%), y baja para *N. glauca* (32%). El modelo predictivo remoto de pino utilizado para la especialización (desviación explicada 80,2%) demostró ser estable de acuerdo con el bajo coeficiente de variación (menor a un 30%) obtenido entre 100 iteraciones del modelo con diferente set de datos, esto permitió generar una cartografía a alta resolución de esta variable dando cuenta de una efectiva invasión de la especie *P. radiata*. Finalmente, la integración multiescalar concluye sobre un grado de amenaza crítico para el Bosque Maulino Costero pasados tres años del incendio de Las Maquinas, particularmente por el fenómeno de invasión de la especie *P. radiata* la cual se ve favorecida luego de incendios de gran magnitud.

**Palabras clave:** Bosque Maulino Costero, análisis espacio-temporal, percepción remota, invasión, incendio, predicción espacial.

## ABSTRACT

This investigation analyzed the structure and composition of the Maulino Coastal Forest after a wildfire. In first instance, a spatio-temporal analysis of the vegetation dynamics was carried out during the 3 years (2017-2020) after the Las Maquinas wildfire, where five satellite products of biophysical variables of the vegetation were used: Leaf Area Index (LAI), Canopy chlorophyll content (CCC), Canopy water content (CCW), Fraction of Absorb photosynthetically Active Radiation (FAPAR) and Fraction Vegetation Cover (FVC). Linear mixed models were carried out for each variable and an effective vegetation coverage was identified in all the patches of native forest and a particular behavior given by a rapid coverage of the areas heavily affected by the fire, which ended with a vegetation coverage of similar characteristics for the 87.2% of the area of native forest burned. On the other hand, a comparison of the composition of pre and post fire species was made from data obtained from vegetation sampling carried out during the years 2014 and 2019 in eight patches with native vegetation coverage. For the comparison by sites, beta diversity indexes were used, specifically ecological distance or dissimilarity indexes (Jaccard and Bray Curtis) and a replacement index (Cody), where it was found that after the fire there was a dissimilarity greater than 50% and a less than 60% replacement when comparing each site with itself for both the tree and bush strata. The comparison between burned and unburned sites showed significant differences on the dissimilarity of both environmental conditions, where both strata showed a tendency to increase the similarity of the composition of species after the fire. The comparison by species showed a decrease in the richness, abundance and coverage of species for both strata after the fire. The analysis of the regenerated vegetation structure was carried out, based on the characterization of the vegetation and biophysical structure (topographic and spectral) of 48 plots according to the systematic sampling carried out during April 2019. Subsequently, the two most abundant species were selected in the area corresponding to *Nothofagus glauca* (native) and *Pinus radiata* (exotic) and predictive models of its abundance were made using geospatial data obtained by UAV and by LiDAR information. The explained deviation of the models was very high for the abundance of *P. radiata* (92.9%), and low for *N. glauca* (32%). The remote sensing-based predictive model of pine used for spatialization (explained deviation 80.2%) proved to be stable according to the low coefficient of variation (less than 30%) obtained from 100 iterations of the model with a different data set. A high-resolution mapping of this variable, showing an effective invasion of the *P. radiata*. Finally, the multi-scale integration concludes on a critical degree of threat to the Maulino Coastal Forest three years after the Las Maquinas fire, particularly due to the phenomenon of invasion of the *P. radiata* species, which is favored after large-scale fires.

**Key words:** Maulino Coastal Forest, spatio-temporal analysis, remote sensing, invasion, fire, spatial prediction.

## INTRODUCCIÓN

Los bosques son ecosistemas complejos sometidos constantemente a disturbios de diversas magnitudes. Según el paradigma de no-equilibrio cuando existen disturbios en niveles intermedios, estos se reconocen como procesos ecológicos normales e integrales que forman parte de la dinámica ecológica de largo plazo (White y Bratton, 1980), promoviendo procesos clave para la generación de hábitats y recursos que aportan a la mantención de la diversidad biológica (Connell, 1978; Sousa, 1984; Hansen et al., 2004). Los eventos de gran magnitud y extensión suelen ser considerados como agentes de destrucción, dado que se sobrepasa el límite de recuperación natural del sistema, por tanto, resulta imposible o dificultoso el proceso de retorno su estado original (González et al., 2014). Este suceso se relaciona directamente con la resiliencia de cada sistema, entendida como la capacidad natural para retornar a un determinado estado luego un disturbio (Holling, 1973; Peterson et al., 1998).

Los incendios forestales son un tipo de disturbio con dimensiones simples de cuantificar, estos pueden generar la mortalidad de un número reducido de individuos o la destrucción casi total de un bosque (Agee, 1993). Dicho suceso se debe a la naturaleza del fuego, considerado como un fenómeno exógeno causado por factores ajenos a la comunidad vegetal (ignición, clima, relieve, vientos, entre otras). Sin embargo, la intensidad y forma de propagación del fuego también depende de factores endógenos asociados a la cantidad de combustible y otros atributos inherentes a la vegetación como su estructura y composición (White, 1979; Perry, 1994). Actualmente los incendios forestales se reconocen cada vez más como un peligro natural, ya que generan daños sociales, económicos y medioambientales significativos (Bowman et al., 2018).

Es importante reconocer la influencia del cambio global antropogénico sobre los incendios, el cual actúa exacerbando su magnitud y frecuencia (Bowman et al., 2018). Dentro de los cambios globales más influyentes en la generación de incendios se encuentra el cambio climático y cambio de uso de suelo (Moreno, 2007). El cambio climático genera diversos efectos a nivel mundial, dentro de los más importantes se encuentra el aumento de la temperatura planetaria y alteración en los regímenes de precipitaciones que se pueden expresar en sequías o inundaciones (IPCC, 2007). En la zona centro-sur de Chile los efectos del cambio climático que se prevén son el aumento de las temperaturas en 3°C aproximadamente para el año 2050 y una disminución de las precipitaciones con una reducción de hasta 100 mm por década según múltiples modelos predictivos (Garreaud, 2011; Bozkurt et al., 2018). Por otro lado, el cambio de uso de suelo entendido como cualquier modificación en el uso de la tierra que altere la capacidad de los sistemas biológicos para soportar y satisfacer las necesidades humanas se manifiesta mediante la transformación de coberturas naturales a sistemas de uso antrópico altamente productivos, principalmente de tipo agrícola, forestal y ganadero (Aguayo et al., 2009). La zona centro-sur de Chile es una de las zonas más afectadas por el cambio de uso de suelo en el país (Miranda et al., 2017), debido a la gran presión que genera la alta densidad poblacional y los requerimientos que

esto conlleva sobre la tierra, desencadenando alteraciones significativas sobre la distribución espacial de las coberturas naturales y generando nuevas condiciones tanto bióticas como abióticas asociadas a nuevos patrones de asentamiento y las acciones de uso y manejo de las tierras (McWethy et al., 2018). Esta situación genera grandes pérdidas en la disponibilidad de hábitat, extinción de especies y pérdida de biodiversidad en general, contribuyendo al incremento de la vulnerabilidad de los ecosistemas y disminuyendo la provisión de servicios ecosistémico (Lambin et al., 2001).

En enero 2017 cientos de incendios afectaron a Chile Mediterráneo, quemando más de 5000 km<sup>2</sup>, un área casi 14 veces la media de 40 años (Bowman et al., 2018), llegando a una nueva clasificación de incendios extremadamente destructivos, conocidos como sexta generación a nivel mundial (EUCP, 2017). Este evento histórico denominado “Tormenta de fuego” fue propiciado por una estación de crecimiento húmeda y caliente el año 2016 que interrumpió una sequía intensa que comenzó el 2010 (Bowman et al., 2018), generando condiciones extremas con propagaciones ultra rápidas de hasta 8.200 ha/hora y con intensidades caloríficas excepcionales de más de 60.000 kW • m<sup>-2</sup> (EUCP, 2017). Esta actividad anómala del periodo 2016-2017, es un claro ejemplo de la influencia del cambio global sobre la magnitud de los incendios, la cual sugieren la combinación de condiciones climáticas cambiantes y una particular cubierta terrestre. Esta última, influenciada fuertemente por el emplazamiento de plantaciones forestales, las cuales generaron una matriz del paisaje homogénea, continua y altamente inflamable, sumado al aumento de las temperaturas que generó un incremento en la sequedad del suelo y desecación de los combustibles vivos y muertos aumentando la inflamabilidad de la vegetación en la zona (Urrutia-Jalabert et al., 2018). Uno de los eventos más significativo de la temporada, fue el incendio de “Las Máquinas” situado en la Región del Maule, el cual quemó alrededor de 187.000 ha, de las cuales 115.000 ha se quemaron en un periodo de 14 horas (EUCP, 2017). La región del Maule fue la más afectada con un 54% de la superficie total quemada, donde el uso de suelo más afectado fueron las plantaciones forestales, con una superficie de 185.877 ha seguidas por 20.579 ha de bosque nativo, dentro de las cuales se encuentran ecosistemas únicos y amenazados con un gran número de especies endémicas (CONAF, 2017).

El Bosque Maulino Costero es una formación vegetacional ubicada en la zona centro-sur de Chile, catalogada como “Hot spot” de biodiversidad, por la presencia de un gran número de especies endémicas, cuyo hábitat original ha sido fuertemente impactado por acciones antrópicas (Arroyo et al., 2016). Se caracteriza por presentar especies de carácter caducifolio y/o siempre verde, la especie dominante es *Nothofagus glauca* acompañado *Azara petiolaris*, en los sectores menos favorables ambientalmente y de *Gevuina avellana-Persea lingue* ocupando situaciones más favorables donde existe mayor humedad en quebradas y laderas de exposición sur (Gajardo, 1994). Esta formación posee una distribución geográfica acotada, ya que el 97% del total se concentra en la cordillera de la costa en región del Maule (CONAF, 2017). Es relevante considerar que el uso de suelo histórico en esta zona habría sido modificado en un principio por la actividad agrícola y desde los años 70, extensivamente con plantaciones de especies exóticas de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*. Solamente en la cordillera de la costa, entre los ríos Maule y Cobquecura, existió una pérdida de 80 mil hectáreas de bosque nativo durante los años 1975 y 2000 reemplazados por plantaciones

forestales (Echeverría et al., 2006). Este hecho determinó la deforestación de gran parte de la vegetación nativa y fragmentación del paisaje quedando solo un 20% de la vegetación original en la zona, rezagada a pequeños fragmentos que persisten en fondos de quebradas y zonas de alta pendiente dentro de una matriz inmersa de plantaciones (Bowman et al., 2018). Dicha condición propició un escenario crítico para la conservación de este ecosistema clasificado como “En peligro”(EN) en las listas rojas de ecosistemas según los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) el año 2016 (Alaniz et al., 2016).

En las últimas décadas, la teledetección mediante los datos proporcionados por las imágenes satelitales ha contribuido de manera importante a la prevención y evaluación de incendios forestales (Chuvienco, 2009). Esta herramienta permite estudiar amplias zonas afectadas, antes y después de ocurrido los sucesos, obteniendo tanto los efectos del incendio como la evolución ecológica de la zona afectada a escala regional (Viedma y Chuvienco, 1994). Por otro lado, el monitoreo de los ecosistemas basados en imágenes de alta resolución espacial proporcionadas por drones, permiten realizar el seguimiento de las propiedades del sistema (Anderson y Gaston, 2013) y comprender cómo la biodiversidad responde a alteraciones naturales y antropogénicas con mayor detalle a escala local (Hubbell et al., 1999; Condit et al., 2006; Zhang et al., 2015).

Posterior a los incendios se generan nuevas condiciones ambientales determinadas por los efectos del fuego sobre los ecosistemas, la cual depende en gran medida de la severidad del incendio, considerado como un indicador de la magnitud del daño o cambio producido por el fuego sobre la vegetación y otros componentes del sistema (Schimmel y Granstrom, 1996). La comunidad vegetal entra en una fase de reorganización, dando lugar a complejos procesos de respuesta relacionados con la capacidad adaptativa, resistencia y resiliencia de las especies. Dentro de los procesos ecológicos más relevantes post fuego se encuentra el cambio de especies en la sucesión ecológica temprana asociada al establecimiento de especies pioneras e invasoras en las zonas devastadas (Carvajal y Alaniz, 2019). Debido a esto es fundamental estudiar la condición cambiante de la cubierta vegetal afectada por los incendios a una escala espacio temporal adecuada (Lloret y Vila, 2003).

En la presente memoria de título se analizarán los cambios en la composición y estructura en rodales de Bosque Maulino Costero afectados por el incendio de “Las Máquinas” en la Región del Maule, mediante distintas herramientas de teledetección combinados con datos de terreno utilizado un enfoque multiescalar.

### **Objetivo general**

Analizar los cambios en la composición y estructura del Bosque Maulino Costero posterior al incendio de Las Máquinas 2017.

### **Objetivos específicos**

- Analizar los cambios en la cobertura vegetal de bosque nativo post-incendio.
- Comparar la composición de especies pre y post incendio de ocho rodales de bosque nativo.
- Analizar la estructura de la vegetación regenerada post-incendio de tres rodales de bosque nativo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El área de estudio corresponde a la superficie de Bosque Maulino Costero afectada por el incendio de Las Máquinas el año 2017, específicamente el sector aledaño a la localidad de Santa Olga, comuna de Constitución, Región del Maule, Chile ( $35^{\circ}27'03''\text{S}$   $72^{\circ}16'47''\text{O}$ ). En esta zona se monitorearon ocho rodales de bosque nativo (sitios de muestreo) previo y posterior al incendio. Además, se incluyeron los sitios monitoreados con mayor detalle posterior incendio correspondiente a los rodales de bosque nativos NF01, NF04 y NFSN (Figura 1).

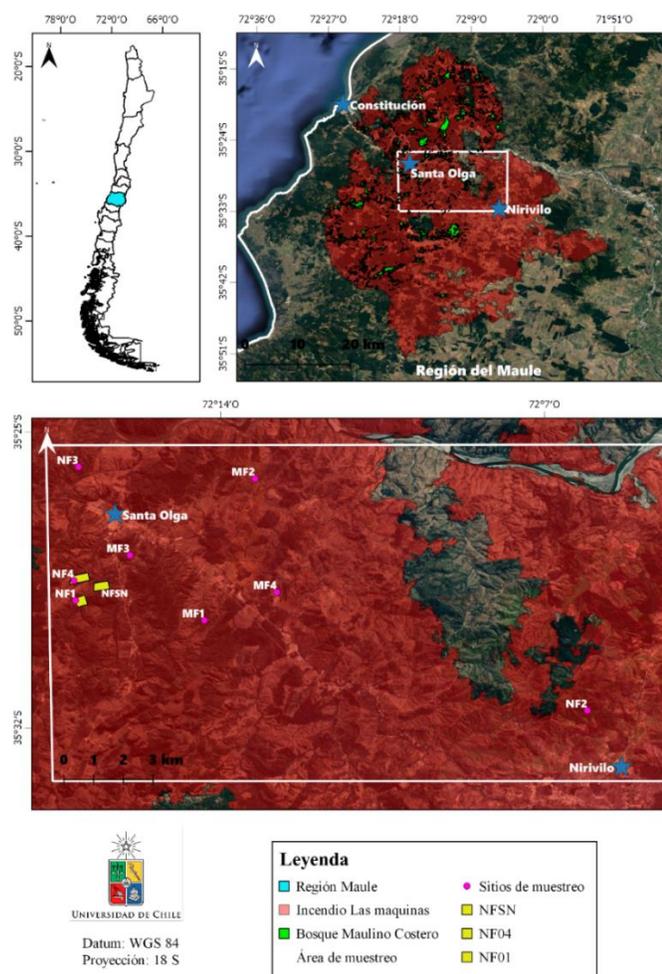


Figura 1. Área de estudio y sitios de muestreo de vegetación pre y post incendio.

La geomorfología de esta zona corresponde principalmente a la Cordillera de la Costa, esta presenta un relieve suave y ondulado, de lomajes bajos y formas amesetadas, cuya altura máxima no sobrepasa los 700 m.s.n.m. (DGA, 2004). El clima predominante es de tipo mediterráneo, con influencia costera debido a la cercanía al Océano Pacífico. Este se caracteriza por presentar un período seco de seis meses y precipitaciones concentradas en los meses de invierno (70-75% entre mayo y agosto), con un promedio anual de 735 mm. La temperatura media anual es de 14,9° C, con una máxima de 22,8° C y una mínima de 8°C (Rodríguez, 1972).

Los suelos de la cordillera de la costa son de origen marino en la zona oeste y graníticos con arcillas en las zonas orientales, se caracterizan por ser estratificados, planos, profundos, de mal drenaje interno y con alto contenido de cuarzo y mica (DGA, 2004). Cabe mencionar, el alto nivel de erosión de los suelos, principalmente debido a la deforestación, incendios forestales y mal manejo de cuencas (CIREN, 2010).

El uso de suelo predominante en la comuna corresponde al forestal, el cual abarca un 88% de la superficie total de la comuna de Constitución, donde se pueden encontrar formaciones de bosque nativo y plantaciones exóticas. Respecto al 22% restante, un 5% corresponden a uso agrícola y praderas (CONAF, s/f). Debido a esto, la principal actividad socioeconómica realizada en la comuna corresponde a la industria forestal, particularmente en la localidad de Santa Olga, donde se localiza un sector exclusivamente consolidado para dicho uso, existiendo instalaciones de empresas del rubro y aserraderos (Ilustre municipalidad de Constitución, 2016).

## **Materiales y métodos**

### **I. Análisis de cambios temporales sobre la cobertura vegetal nativa post-incendio**

Para realizar el análisis de cambios temporales utilizo la cartografía de rodales de Bosque Maulino Costero asociados al piso vegetacional descrito por Luebert y Pliscoff (2016) de bosque caducifolio mediterráneo costero, donde se incluye tanto la formación de *Nothofagus glauca* - *Azara petiolaris* y *Nothofagus glauca* - *Persea lingue* con una superficie mayor a 1 ha y dentro de la zona de afectación del incendio de Las Máquinas realizados por Burger (2020). Estos rodales fueron identificados a partir de la cobertura de bosque nativo descrita en el Land Cover 2014 publicado por Zhao et al. (2016).

#### **I.1. Determinación del grado de severidad de rodales de bosque nativo**

Para determinar el grado de severidad que afectó a cada uno de los rodales de Bosque Maulino Costero y su extensión, se extrajo la información del Mapa de Severidad del Mega incendio 2017, donde se calculó la Mediana del índice Difference Normalized Burn Ratio (dNBR) en cada rodal mediante el paquete “raster” en R Project. Este índice se calcula

utilizando los canales del infrarrojo cercano (NIR) e infrarrojo de onda corta (SWIR), ya que estos responden mejor que las demás bandas ante este tipo de perturbaciones y además lo hacen de forma opuesta, habiendo un decrecimiento en el NIR y un incremento en el SWIR desde la imagen pre-incendio (noviembre-diciembre de 2016) hasta la imagen post-incendio (marzo-abril de 2017). Las imágenes fueron obtenidas del satélite Sentinel 2A y 2B específicamente del sensor MSI (Multi Spectral Instrument). Para calcular el índice de cada imagen se utilizó la ecuación NBR (Anexo 1) y luego para estimar la diferencia entre ambas imágenes (pre y post fuego) se utilizó la ecuación dNBR (Anexo 2). Una vez obtenido este valor se clasificó el grado de severidad que habría afectado a cada rodal considerando los criterios establecidos por Castillo y Galleguillos (2018) (Anexo 3). Finalmente se calculó la superficie correspondiente de cada rodal (polígono) y la superficie total por clase según grado de severidad mediante el software QGIS.

## **I.2. Obtención del indicador de recuperación de cobertura vegetal post-incendio**

Una vez identificado el grado de severidad que afectó a cada rodal se realizó el seguimiento de los cambios en la cobertura vegetal post-incendio en cada uno. Este cambio se estimó de manera remota a partir de imágenes satelitales, específicamente mediante la integración de cinco variables biofísicas indicadoras del recubrimiento vegetal post-incendio.

Las imágenes satelitales seleccionadas corresponden a imágenes obtenidas del satélite Sentinel 2A y 2B (resolución espacial 10 m a 60 m) específicamente del sensor MSI (Multi Spectral Instrument). El período de tiempo establecido para la obtención de las imágenes es desde febrero del 2017 hasta febrero 2020, considerando una imagen por mes para el seguimiento del estado de la vegetación quemada, abarcando la mayor cantidad de imágenes satelitales posibles post-incendio, limitadas principalmente por un porcentaje de nubes menor al 20%. Una vez obtenida las imágenes fueron sometidas a un preprocesamiento con el objetivo de convertir la reflectancia al tope de la atmósfera (TOA) a reflectancia de la parte inferior de la atmósfera (BOA), utilizando el paquete “Sen2r” en el software R Project.

Posteriormente se obtuvieron las variables biofísicas correspondientes al Índice de Área Foliar (IAF), Contenido de clorofila en la hoja (CCC), Contenido de agua en la hoja (CCW), Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa (FAPAR) y Fracción de cobertura vegetal (FVC). Estas variables fueron obtenidas con una resolución de 20x20 m mediante el Software Sentinel Application Platform (SNAP) creado por la Agencia Espacial Europea (ESA) para la superficie correspondiente al incendio de Las Máquinas. Esta herramienta es capaz de generar distintos productos que permiten cuantificar parámetros biofísicos mediante complejos algoritmos de procesamiento (Weiss y Baret, 2016). Para efectos de este estudio, se extrajo la información correspondiente a la mediana de cada variable biofísica dentro de la superficie de los rodales de Bosque Maulino Costero, mediante el paquete “raster” en el software R Project. A continuación, se presenta una breve descripción de cada variable:

**Índice de Área Foliar (IAF):** Corresponde a la mitad del área total de hojas verdes por unidad de Superficie de un terreno horizontal ( $m^2 \cdot m^{-2}$ ). Esta variable es clave para

comprender dinámicas ecosistémicas más complejas vinculadas a la reflectancia de la cubierta vegetal, incluyendo tanto la estructura vertical como horizontal de la vegetación, la estratificación, la acumulación de biomasa, densidad del dosel y también se puede utilizar para predecir la productividad y el crecimiento de la vegetación (Mougin et al., 2014).

**Contenido de clorofila en la hoja (CCC).** Es una variable indicadora del estado de salud de la planta, y como esta se relaciona con su entorno y a los ciclos biogeoquímicos. Este indicador permite identificar si las plantas están sometidas a estrés nutricional, estimar la capacidad fotosintética y su estado de crecimiento, en un rango de espacial y temporal determinado. Su unidad de medida corresponde a  $g \cdot cm^{-2}$  (Cui y Zhou, 2017).

**Contenido de agua en la hoja (CCW).** Se estima mediante la radiación absorbida significativamente por el agua en el infrarrojo cercano y medio, esta se define como la masa de agua por unidad de área terrestre ( $\mu g \cdot cm^{-2}$ ). Esta variable es indicadora del estado de salud de la planta, ya que el agua representa entre el 60% y el 80% de la masa vegetal viva. Cabe destacar la estrecha relación y posible confusión de esta variable con los efectos de la humedad del suelo (Weiss y Baret, 2016).

**Fracción de radiación fotosintéticamente activa (FAPAR).** Es una variable funcional relacionada directamente con la eficiencia en el uso de radiación al momento de realizar fotosíntesis, respiración y la transpiración. Estos procesos determinan los intercambios de energía y masa entre la superficie y la atmósfera, relacionándose directamente a la productividad primaria que poseen la cubierta vegetal (Mougin et al., 2014). Los valores de esta variable se relacionan con un porcentaje por lo que valores van desde 0 a 1.

**Fracción de cobertura vegetal (FVC).** Es una variable ampliamente utilizada para análisis ecosistémicos, ya que permite distinguir cambios en la cobertura vegetal en el plano horizontal y también realizar el seguimiento de la dinámica de la vegetación incorporando áreas con extensiones variables y procesos que abarcan un período de tiempo variable, donde se incluyen tanto eventos abruptos o procesos a largo plazo (Filipponi et al., 2018). Los valores de esta variable se relacionan con un porcentaje por los que valores van desde 0 a 1.

### **I.3. Análisis estadístico**

Con el fin de identificar los cambios temporales de cada variable biofísica, se realizaron ajustes a través de Modelos Lineales Mixtos (MLM) utilizando el paquete “nlme” (Pinheiro et al., 2020), los que posteriormente fueron integrados para la representación del indicador del recubrimiento vegetal post-incendio. Para la construcción de cada modelo se incluyó el tiempo post-incendio (37 meses), la severidad (clases según grado de severidad: Alta, Media alta, Media baja y Baja) y la interacción severidad-tiempo como un factor fijo, y el rodal como factor aleatorio (Ecuación 1). Posteriormente para evaluar la significancia de la interacción o en su defecto los efectos de manera independientes se aplicó la prueba de Wald a un 5% usando el paquete “car” (Fox y Weisberg, 2019). En el caso de obtener diferencias significativas se aplicó la prueba de Tukey a un 5%. Este modelo fue replicado para las cinco

variables biofísicas desde febrero del 2017 hasta febrero del 2020 utilizando el Software R Project.

$$\gamma_{ijk} = \mu + S_i + T_j + (ST)_{ij} + P_k + e_{ijk}$$

Ecuación 1

Donde  $\gamma$  corresponden a la variable biofísica,  $\mu$  corresponde a la media general,  $S_i$  corresponde al efecto severidad,  $T_j$  al efecto tiempo post-incendio (meses),  $(ST)_{ij}$  es la interacción severidad-tiempo,  $P_k$  el rodal y  $e_{ijk}$  el error del modelo.

A partir de cada modelo se obtuvo la media ajustada por el modelo de cada una de las variables biofísicas según el grado de severidad mediante el paquete “lsmeans” (Russell, 2016) y las letras asociadas a los grupos estadísticos según a los cuales pertenecen cada clase para cada periodo de tiempo evaluado (37 meses) fueron obtenidas con el paquete “multcomp” (Hothorn et al., 2008), con el fin de comparar de mejor manera el comportamiento de cada clase según grado de severidad en todos los tiempos observados.

## **II. Comparación de la composición de la vegetación nativa pre y post incendio**

La composición de la vegetación pre y post incendio fue evaluada a partir del muestreo sistemático realizados por Ceballos y Galleguillos (2014) y la reconstitución de dicho muestreo posterior al incendio realizado por Leal y Galleguillos (2019). En ambas ocasiones se midió la composición y biomasa de formaciones dominadas por bosque nativo correspondientes a Sucesión Secundaria (MF) y Bosque Nativo (NF). Los criterios de elección de los sitios el año 2014 fueron las coberturas identificadas a través de un análisis de mapa de transiciones de coberturas de suelo obtenidas mediante métodos de clasificación supervisada basada en imágenes Landsat para los años 2001 y 2014, y observación en terreno. El diseño muestral utilizado consistió en parcelas de 15x15m donde se identificaron las especies con alturas mayores a 2 m o con un Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) mayores a 5 cm correspondientes al estrato arbóreo. Además, se realizaron dos parcelas anidadas de 5x5 m en los extremos norte y sur de la parcela grande, donde se identificaron las especies de tipo leñosas menores a 2 m de altura correspondientes al estrato arbustivo (Apéndice 1). Para ambos estratos se realizó un inventario florístico donde se caracterizaron las especies presentes por medio de la riqueza, abundancia, DAP (solo estrato arbóreo) y cobertura de cada especie (% de suelo cubierto por vegetación) dentro de la superficie de las parcelas de 225 m<sup>2</sup> para el estrato arbóreo y 25 m<sup>2</sup> para el estrato arbustivo.

### **II.1 Determinación del grado de severidad de los puntos del muestreo de vegetación 2014**

Se determinó el grado de severidad que afectó a los puntos de muestreo de vegetación 2014 a partir la extracción de los valores del índice Difference Normalized Burn Ratio (dNBR) según el Mapa de Severidad del Mega incendio 2017 para las coordenadas de dicho muestreo.

Esto se realizó mediante el paquete “raster” en el software R Project utilizando los criterios lo establecidos por Castillo y Galleguillos (2018) (Anexo 3).

## **II.2 Selección de datos muestreos de vegetación 2014-2019**

Según los datos correspondientes a los muestreos de vegetación 2014 y 2019 se realizó la comparación de la composición de la vegetación pre y post incendio en ocho rodales de bosque nativos distintos donde se consideró el estrato arbóreo y arbustivo por separado.

El estrato arbóreo fue representado parcelas con una superficie de 225 m<sup>2</sup>, donde se consideraron solo las especies con alturas mayores a 2 m de altura y con un Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) mayor a 5 cm para ambos años. Cabe destacar que posterior al incendio solo se consideraron individuos vivos, es decir aquellos que poseían rebrotes o dosel vigoroso. Este ajuste de datos para el estrato arbóreo fue necesario para excluir aquellas especies con altura mayor a 2 m y DAP menor a 5 cm existentes solamente en el muestreo de vegetación 2014, para hacer comparable la información de ambos muestreos. El estrato arbustivo fue representado por parcelas con una superficie de 25 m<sup>2</sup>, donde la información considerada corresponde a la cobertura y abundancia promedio de las dos parcelas anidadas por cada sitio.

## **II.3 Comparación de la composición de la vegetación por sitios**

Se efectuó una comparación basada en índices de diversidad Beta de disimilitud/similitud y de reemplazo. Estos índices son especialmente utilizados para monitorear cambios de hábitats, donde uno de los aspectos más relevantes es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Whittaker, 1972).

**Índices de disimilitud/similitud.** La disimilitud fue calculada por medio de matrices de distancia ecológica, considerado como un método ampliamente utilizado para comparar la composición de especies de múltiples sitios mediante la evaluación de pares de sitios (Kindt y Coe, 2005). La distancia ecológica, representan el grado en el que dos muestras son semejantes a partir de las especies presentes en ellas y permite cuantificar el cambio entre dos muestras (Magurran, 1988; Pielou, 1975). Cuando las muestras comparten la mayoría de sus especies poseen una distancia ecológica pequeña cercana a 0 y cuando los sitios tienen pocas especies en común, la distancia ecológica debe ser superior cercano a 1 (Kindt y Coe, 2005). Estos valores se pueden representar tanto de manera decimal como porcentual asociado al grado de disimilitud (%). Las matrices de distancia ecológica fueron elaboradas mediante el procesamiento de datos en el software R Studio, específicamente la interfaz gráfica “Biodiversity\_guis” utilizando el paquete “BiodiversityR” (Kindt R y Coe R, 2005) y “Vegan” (Oksanen et al., 2019).

Es importante mencionar que los índices de disimilitud/similitud pueden ser aplicados tanto a datos cualitativos que incluyen solo la riqueza de especies, como a datos cuantitativos

donde se incorpora también la abundancia de especies (Moreno, 2001). Para efectos de esta comparación se utilizó un conjunto de datos cualitativos (matriz de presencia/ausencia) para calcular el índice de Jaccard (Ecuación 2) y datos cuantitativos (matriz de comunidad) para el índice Bray-Curtis (Ecuación 3).

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Ecuación 2

Donde a = número de especies presentes en el sitio A, b = número de especies presentes en el sitio B y c = número de especies presentes en ambos sitios A y B.

$$BC_{ij} = 1 + \frac{2C_{ij}}{S_i + S_j}$$

Ecuación 3

Donde i y j son los dos sitios,  $S_i$  es el número total de especímenes contados en el sitio i,  $S_j$  es el número total de especímenes contados en el sitio j y  $C_{ij}$  es la suma de solo los recuentos menores para cada especie encontrada en ambos sitios.

Una vez obtenidas las matrices de distancia ecológica para ambos índices (Disimilitud=1-Similitud), se realizaron dos comparaciones, una de ellas sitio a sitio obteniendo la comparación pre y post incendio (de cada sitio con sí mismo) entre los años 2014 y 2019 empleando los índices de Jaccard y Bray-Curtis, y otra para cuantificar el grado de disimilitud de la comunidad vegetal entre sitios no afectados por el incendio y entre los sitios afectados por el incendio. Esta última se realizó mediante un análisis de varianza ANOVA donde se incluyeron los datos del grado de disimilitud (%) como variable continua y la condición ambiental pre y post incendio como variable discreta. Finalmente se aplicó una prueba de Tukey para verificar diferencias significativas entre ambas condiciones.

**Índice de reemplazo.** El índice de reemplazo fue calculado a partir de datos cualitativos (matriz de presencia y ausencia) obteniendo la comparación pre y post incendio de cada sitio con sí mismo para el estrato arbóreo y arbustivo. El índice de reemplazo empleado fue el índice de Cody (1993) (Ecuación 4). Para este índice valores cercanos a 1 indican un mayor recambio de especies y valores cercanos a 0 menor recambio.

$$\beta = 1 - c \frac{(a + b)}{2ab}$$

Ecuación 4

Donde a es el Número de especies presentes en el sitio A, b: Número de especies presentes en el sitio B y c: Número de especies presentes en ambos sitios A y B.

## II.4 Comparación de la composición de la vegetación por especie

**Estrato arbóreo.** Se efectuó una comparación de la composición de especies del estrato arbóreo a partir de los datos correspondientes a las parcelas de 15x15 m (225 m<sup>2</sup>). Se obtuvo la riqueza, cobertura por parcela (media ± desviación estándar), número de árboles por parcela (media ± desviación estándar), el número total de árboles (vivos) y la densidad por parcela correspondiente al número de árboles por unidad de superficie, para ambos años. Además, se incluyó el área basal correspondiente a la proyección vertical de la sección horizontal de un árbol que se encuentra a 1,3 metros del suelo (Lema, 1979), para cada individuo (Ecuación 5), y posteriormente se realizó una sumatoria de los valores de área basal dentro de todas las parcelas muestreadas para cada especie en ambos años.

$$G = \frac{\pi * DAP^2}{4}$$

Ecuación 5

Donde, G corresponde al Área basal del individuo (m<sup>2</sup>) y el DAP es el Diámetro a la altura del pecho del individuo (a 1,3 m desde el suelo).

**Estrato arbustivo.** Se efectuó una comparación del muestreo del estrato arbustivo representado por el promedio de las dos parcelas cuadradas de 5x5m por sitio como valor representativo de cada sitio. Se obtuvo la riqueza de especies para ambos años, cobertura por parcela (media ± desviación estándar), número de fustes por parcela (media ± desviación estándar), el número total de fustes (considerando en este caso 16 parcelas por cada año) y la densidad por parcela correspondiente al número de fustes por unidad de superficie para ambos años.

## III. Análisis de la estructura de la vegetación regenerada post-incendio

En base a la metodología modificada de Zhang et al. (2016) se realizó un Muestreo sistemático georreferenciado de la vegetación regenerada dos años después de incendio de Las Maquinas en tres rodales de bosque nativo. Los rodales de bosque nativo escogidos fueron asociados a en los puntos de muestreo de vegetación 2019 correspondientes a los sitios NF01 y NF04, y un nuevo tercer sitio cercano a los dos anteriores denominado NFSN, donde se levantaron 48 inventarios florísticos (16 en cada rodal) en noviembre del 2019. Además, se realizó un vuelo de dron con el fin de obtener imágenes multiespectrales y una nube de puntos de alta resolución en cada sitio.

### III.1 Preprocesamiento de imágenes de alta resolución

A partir de las imágenes multiespectrales obtenidas del dron con una resolución de 0.5 m fue necesario generar productos previos para el análisis de la vegetación regenerada correspondientes a mosaicos de cada banda (B1, B2, B3, B4 y B5), y la nube de puntos

acotada a la superficie del muestreo georreferenciado de cada rodal de bosque nativo. Este procesamiento se llevó a cabo mediante el software “Agisoft Metashape”. Una vez obtenida de la nube de puntos, se obtuvieron los modelos digitales de elevación (MDE) y Modelo Digital de Terreno (MDT).

### **III.2 Caracterización de la vegetación regenerada en tres rodales de bosque nativo**

**Obtención de variables ecológicas post incendio.** La vegetación regenerada fue caracterizada a partir de los datos de los inventarios florísticos, correspondiente a parcelas circulares con radio de 3 m (28,4 m<sup>2</sup>) georreferenciando las coordenadas correspondientes al centro. Se registró la riqueza, abundancia y cobertura porcentual de las especies vegetales leñosas correspondientes al estrato arbustivo con DAP <5cm, descartando ejemplares muertos en cada parcela. Con los datos obtenidos se elaboraron dos matrices de comunidad, una asociada a la abundancia y otra a la cobertura de las especies muestreadas. Finalmente, a partir de estos datos, se evaluó la diversidad florística mediante una curva de abundancia-diversidad (datos de abundancia de los 48 censos florísticos) para los tres rodales de bosque nativo y se calcularon cinco índices de diversidad por parcela (con datos de abundancia y cobertura).

La curva de abundancia-diversidad es una representación de la abundancia relativa o proporción de individuos (Pi) de cada especie (Número de individuos de una especie/total de individuos) ordenada de manera decreciente, permitiendo describir la estructura de las comunidades en términos de la representatividad o peso que posee cada especie respecto al total de individuos de la comunidad (Martella et al., 2012).

Los índices de diversidad fueron obtenidos mediante el procesamiento de datos (matrices de abundancia y cobertura) en el lenguaje de programación R-project específicamente utilizando el paquete “BiodiversityR” (Kindt R y Coe R, 2005) y “Vegan” (Oksanen et al., 2019). A continuación, se muestran los índices seleccionados para la caracterización de la vegetación según Magurran (1988):

**Riqueza de especies.** Número total de especies presentes en cada parcela (S)

**Índice de Shannon Wiener (H).** Se asocia a la diversidad de cada parcela empleado tanto los datos de abundancia y cobertura (Ecuación 6)

$$H = - \sum p_i \ln p_i$$

Ecuación 6

Donde pi = porcentaje de cobertura/abundancia de una especie dividido en el porcentaje de cobertura/abundancia de todas las especies.

**Índice de Equitatividad (J).** Se asocia al grado de igualdad de la distribución de la abundancia/cobertura de las especies (Ecuación 7)

$$J = H / \ln S$$

Ecuación 7

**Índice de Simpson ( $\lambda$ ).** Se asocia a la dominancia de las especies (abundancia y cobertura) en cada sitio, y de la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar de una muestra pertenezcan a la misma especie (Ecuación 8).

$$\lambda = 1 - \sum p_i^2$$

Ecuación 8

**Inverso del índice de Simpson ( $C_{inv}$ ).** Corresponde al valor inverso del índice anterior (Ecuación 9).

$$C_{inv} = 1 / \sum p_i^2$$

Ecuación 9

**Obtención de variables básicas de estructura de dosel.** Para la obtención de métricas de dosel en los sitios muestreados, se creó un área de influencia dada por un buffer de 6 m a partir del punto georreferenciado con un GPS, generando área mayor a la superficie de la parcela muestreada (Apéndice 2).

Se generó un Modelo Digital de Copas (MDC) con una resolución de 0.5 m, a partir de la sustracción del Modelo Digital de Elevación (MDE) y el Modelo Digital de Terreno (MDT), y la posterior aplicación de una máscara para obtener solo valores mayores a 0. Con el MDC se extrajo la estadística zonal dentro de cada parcela y área de influencia, determinando de esta forma las métricas básicas de estructura del dosel forestal correspondientes a: altura máxima, altura media, asimetría de las alturas, desviación estándar de las alturas y Relación de distribución vertical (VDR) (Ecuación 10) en cada parcela. Además, se incluyeron las variables raster media, la desviación estándar, varianza, homogeneidad, contraste, disimilitud, entropía, segundo momento y correlación realizadas a partir de MDC, considerando un entorno de 9x9 píxeles del mediante la función Grey Level Co-Occurrence Matrix (GLCM) del paquete “glcm” (Zvoleff, 2020) extrayendo el valor medio de estas variables dentro de cada parcela y su respectiva área de influencia.

$$VDR = \frac{HT \max - HT \med}{HT \max}$$

Ecuación 10

Donde HTmax y HTmed corresponden a los valores máximos y medianos de la altura del dosel en cada píxel.

### III.3 Caracterización biofísica de los rodales de bosque nativo

Para la caracterización biofísica de los sitios muestreados dentro de cada rodal se consideró un área de influencia mayor a la superficie de las parcelas dada por un buffer de radio 6 m a partir del punto de muestreo georreferenciado con un GPS (Apéndice 2), al igual que en el caso de las métricas de dosel.

**Obtención de variables topográficas.** Se extrajo la información correspondiente al valor medio de cada variable topográfica dentro del área de muestreo más el área de influencia para las 48 parcelas georreferenciadas. Las variables topográficas fueron obtenidas mediante el software “SAGA” específicamente el complemento “Terrain Analysis” a partir del Modelo Digital de Terreno (DTM) obtenido de la nube de puntos LiDAR con una resolución espacial de 5x5 m provenientes de un sensor Harrier 54 / G4Dual System, cuya nube de puntos posee una densidad promedio de 4,64 puntos • m<sup>-2</sup>. Se incluyeron variables topográficas básicas (pendiente, exposición normalizada y elevación), hidrológicas (índice de humedad topográfico (TWI), pendiente de captación (C\_SLOPE) y distancia vertical a la red hídrica (VDCN)), morfométricas (índice de exposición al viento (WEI)], índice de rugosidad del terreno (TRI), el índice de posición topográfica (TPI), índice multiresolución de planitud del fondo del valle (MRVBF) y de iluminación (apertura topográfica expresado por el dominio positivo (AP) y encerramiento negativo (AN), y sombreado analítico(AH)).

**Obtención de variables espectrales de la cubierta vegetal.** Se extrajo la información correspondiente al valor medio de cada variable espectral dentro del área de influencia para las 48 parcelas de muestreo georreferenciado. Las variables espectrales fueron obtenidas a partir de los mosaicos de imágenes de alta resolución (0.5 m) provenientes de la cámara multispectral. Se obtuvieron las bandas del espectro Visible (VIS) (B1-B2-B3), Borde rojo (B4) e Infrarrojo cercano (NIR) (B5), y se calcularon el Índices de vigor fotosintético correspondientes al: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), Diferencia Normalizada de Borde Rojo (NDRE), Green NDVI (GNDVI) y el Índice de Vegetación Ajustado al Suelo (SAVI) mediante sus respectivas ecuaciones en el software R Project específicamente el paquete “Raster”. Además, se incluyeron las variables raster media, la desviación estándar, varianza, homogeneidad, contraste, disimilitud, entropía, segundo momento y correlación para cada índice, considerando un entorno de 9x9 píxeles del mediante la función GLCM del paquete “gldm” (Zvovleff , 2020). Finalmente se extrajo el valor medio de estas, de todas las variables dentro de cada parcela y su respectiva área de influencia.

### III.4 Modelos predictivos de abundancia de una especie exótica y una especie nativa

En función de las principales especies regeneradas post-incendio según los datos observados en terreno en febrero del 2019 y noviembre del 2019 se seleccionó una especie exótica y una nativa para analizar qué elementos de la estructura de ecosistema influye sobre la abundancia de dichas especies luego de dos años del incendio de Las Maquinas en los tres rodales representativos del Bosque Maulino Costero. Las especies seleccionadas corresponden a

*Pinus radiata* como exótica asilvestradas (PNUD, 2017) y *Nothofagus glauca* especie nativa endémica (Bustamante et al., 2005).

Las variables predictoras fueron obtenidas a partir de la extracción del valor medio de cada variable ecológica (10), variables básicas de estructura de dosel (13), variables topográficas (14) y variables espectrales (45) dentro de cada parcela y sus respectivas áreas de influencia. Una vez obtenidos los 81 predictores se realizó una selección de variable, donde se utilizó el método Selection Using Random Forest (VSURF) mediante el paquete homónimo creado por Genuer et al. (2015), para clasificar la importancia de los predictores considerando como variable respuesta la abundancia de *P. radiata* y *N. glauca* por separado. En primera instancia se tomaron todas las variables arrojadas en la selección y posteriormente se verificaron las relaciones entre las variables predictoras mediante una matriz de correlación usando el paquete “corrplot” (Taiyun y Viliam, 2017) para evaluar la factibilidad de incluir variables con una baja correlación de Pearson ( $< 0.6$ ) entre ellas en el modelo predictivo tentativo.

Una vez seleccionadas las variables que cumplieran con una baja correlación se utilizaron Modelos Aditivos Generalizados (GAM) mediante el paquete “mgcv” (Wood, 2019) para predecir la abundancia de cada especie según los predictores obtenidos anteriormente. A partir de estos, se evaluó la significancia de las variables dentro del modelo (p-value  $< 0,05$ ) y se seleccionaron solo aquellas variables significativas para la elaboración del modelo predictivo final por especie. Finalmente, para la evaluación del desempeño global del modelo se consideraron los parámetros: Desviación explicada y validación cruzada generalizada (GCV) correspondiente a un estadígrafo específico de este tipo de modelos; y los estadígrafos: coeficiente de determinación ( $R^2$ ), el error cuadrático medio normalizado (NRMSE) y el error porcentual absoluto medio (MAPE). Estos últimos fueron calculados utilizando el paquete “hydroGOF” (Zambrano-Bigiarini, 2014) y el paquete “MLmetrics” (Yan, 2016).

Es importante reconocer que el GAM corresponde a un método no lineal que permite dar flexibilidad a manejo de los datos que no siempre se comportan de forma lineal sobre la flexibilidad de los resultados obtenidos, ya que en este tipo de modelo son los datos los que determinan la forma de las curvas de respuesta, en lugar de estar limitados por las formas disponibles en una clase paramétrica, donde la bimodalidad y la asimetría pronunciada en los datos se pueden detectar fácilmente. Los GAM son considerados una gran herramienta para la exploración de datos ecológicos tales como las relaciones entre especies y variables bioclimáticas (Yee y Mitchell, 1991).

### **III.5 Espacialización modelo predictivo remoto**

Según los modelos generados anteriormente, se seleccionó el mejor modelo entre las dos especies evaluadas (desviación explicada superior al 60%) para la especialización. Cabe destacar que para llevar a cabo esto, este debió reformular el modelo predictivo de abundancia de la especie escogida, utilizando exclusivas variables remotas. Además, se revaluó la significancia las variables predictoras (topográficas, espectrales y de estructura básica de dosel) para la obtención de un nuevo modelo predictivo remoto de alta calidad.

Para la elaboración de la especialización o mapa predictor de abundancia se utilizó la función “predict” y el paquete “mgcv” (Wood, 2019).

La realización del modelo remoto se requirió la utilización de un nuevo set de datos, correspondiente al valor mediano de cada variable dentro de cada parcela (buffer de 3m a partir del punto georreferenciado) debido a la nueva resolución de los predictores (0.5m) permitió dar una mejor precisión en función de la variable respuesta obtenida en terreno. Se incluyeron datos de entrenamiento (80% de los datos) y validación (20% restante) para la realización de 100 iteraciones (Bootstrap) del modelo predictivo espacializado y posteriormente se obtuvo el valor promedio y coeficiente de variación, para evaluar los resultados y la estabilidad el modelo predictivo remoto espacializado en cada píxel.

## RESULTADOS

### I. Análisis de cambios temporales sobre la cobertura vegetal nativa post-incendio

#### I.1 Grado de severidad de los rodales de Bosque Maulino Costero.

Se determinó el grado de severidad para 1.138 rodales de Bosque Maulino Costero equivalentes a una superficie de 10.876 ha ubicados dentro de la zona quemada por el incendio de Las Máquinas (Cuadro 1). A partir de esta información se obtuvo que la clase severidad “Alta” corresponde a un 47,6% de la superficie afectada, seguidos por las clases “Media alta” con un 23,9% y “Media baja” con un 15,7% de la superficie. Respecto a las clases con un menor grado de afectación se encuentran la clase de severidad “Baja” correspondiente al 8% y “No quemado” con un 4,8% de la superficie total.

Cuadro 1. Resumen del grado de severidad de rodales de bosque maulino costero.

Grado severidad	N° de rodales	Superficie total	
		ha	%
Alta	513	5.173,3	47,6
Media alta	236	2.601,5	23,9
Media baja	192	1.709,4	15,7
Baja	103	870,0	8,0
No quemado	94	522,5	4,8
Total	1.138	10.876,7	100

#### I.2 Indicador de recuperación de la cobertura vegetal post-incendio

Se obtuvieron 32 imágenes satelitales desde febrero del 2017 hasta febrero del 2020 con un porcentaje de nubes menor al 20% dentro del área de estudio. La resolución espacial escogida correspondiente a 20x20 m resultó ser adecuada para el monitoreo de la cobertura vegetal logrando captar cambios asociados a la superficie de cada rodal un periodo de tiempo de 37 meses. Los cinco modelos lineales mixtos realizados a partir de las variables biofísica Índice de Área Foliar (IAF), Contenido de Clorofila en la Hoja (CCC), Contenido de Agua en la Hoja (CCW), Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa (FAPAR) y Fracción de Cobertura Vegetal (FVC) permitieron representar adecuadamente los cambios sobre la cubierta vegetal del Bosque Maulino Costero. Es importante destacar que, durante fechas destacadas correspondientes a febrero del 2017, 2018 y 2020 las clases según grado de

severidad presentaron diferencias significativas al considerar la interacción severidad-tiempo ( $p$ -value  $< 0,05$ ) en todos los casos.

**Índice de Área Foliar (IAF) [ $m^2 \cdot m^{-2}$ ].** El IAF presentó los valores más altos asociados a la clase de severidad “No quemado” considerada como testigo con un valor medio de  $1,4 \pm 0,3$  asociado a una vegetación en buen estado muy cercana a la condición que tenían todos rodales antes del incendio. La clase “Baja” presentó un valor medio de  $1,06 \pm 0,4$ , ya que fueron afectados levemente por el incendio. Las clases “Alta”, “Media alta” y “Media baja” presentaron valores medios de  $0,63 \pm 0,4$ ;  $0,64 \pm 0,4$  y  $0,78 \pm 0,4$  respectivamente. Dichas clases presentaron valores mínimos que entre 0 y 0.2 al inicio de la serie temporal, los que posteriormente alcanzaron valores cercanos a 1,25 al final de la serie, dejando entre ver un aumento rápido y sostenido de IAF de las clases con un mayor grado de afectación. Cabe mencionar que todas las clases presentaron una tendencia al incremento durante el periodo de tiempo observado (incluida la clase “No quemado”), lo cual da cuenta de un recubrimiento efectivo pasados tres años después del incendio (Figura 2a). Respecto a las fechas destacadas, en el tiempo 1 correspondiente a febrero del 2017 pasado solo un mes después del incendio se lograron identificar medias de IAF y grupos estadísticos distintos para cada clase según grados de severidad, lo que permite rectificar la veracidad de la clasificación preestablecida anteriormente. Luego de 13 meses del incendio en febrero del 2018, se puede apreciar que las categorías “Alta” y “Media alta” se encuentran representadas por el mismo grupo (a), ya que comparten medias de LAI similares cercanas a 0,5. Pasado 25 meses del incendio en febrero del 2019, ocurre una situación particular dado que la clase “Alta” sobrepasa los valores medios de la clase “Media alta”, donde la primera presenta una condición ambigua representada por el grupo (ab) lo que indica que no se puede diferenciar entre las clases de severidad “Media alta” (a) y “Media baja” (b) las que poseen valores cercanos a 1, el doble del año anterior. Finalmente, pasados 37 meses en febrero del 2020 las clases “Alta”, “Media alta” y “Media baja” poseen definitivamente una condición similar representadas por el mismo grupo (a) y una media cercana a 1,25. Las clases “Baja” y “No quemado” estuvieron representadas por los grupos diferenciados a lo largo de toda la serie temporal manteniendo una estrecha relación con su condición inicial con altos valores de IAF similar a la condición pre-incendio (Figura 2b).

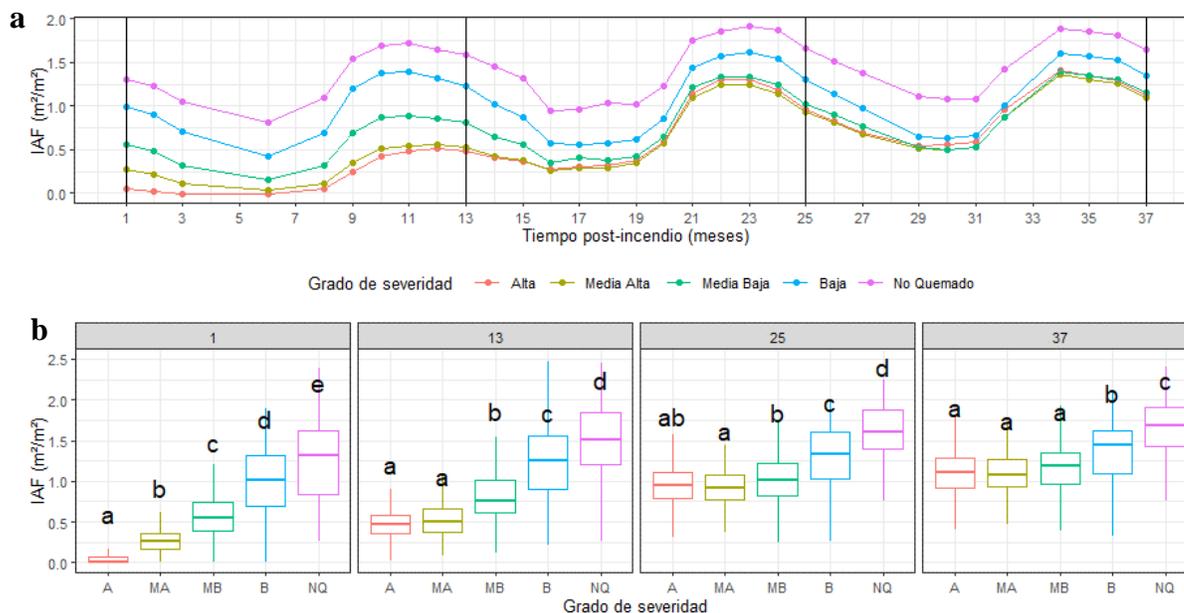


Figura 2. a) Medias ajustada de IAF de cada clase según el grado de severidad durante 37 meses post-incendio. b) IAF de cada clase según grado de severidad para los meses de febrero de los años 2017 (tiempo 1), 2018 (tiempo 13), 2019 (tiempo 25) y 2020 (tiempo 37). Se incluyen grupos estadísticos (letras) en el sentido horizontal indicando diferencias entre los grados de severidad según la prueba de comparación Tukey para cada periodo de tiempo.

**Contenido de Clorofila en la Hoja (CCC) [ $\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ ].** El CCC al igual que en el caso anterior presento los valores máximos asociados a los rodales de la clase “No quemado” (testigo), la cual tuvo un valor medio de  $79.02 \pm 12.8$  con una tendencia al incremento, este valor se encuentre en torno al contenido de clorofila normal de este ecosistema similar al estado de la vegetación pre-incendio. Respecto al resto de las clases se logra apreciar un aumento fluctuante del CCC en el tiempo, lo que determina una evidente recuperación de la cobertura vegetal en los sitios afectados por el incendio. Dentro de las categorías de severidad con algún grado de afectación, la clase “Baja” presento los valores más altos de CCC con un valor medio de  $59.63 \pm 13.4$ . Las clases “Alta” “Media alta” y “Media baja” presentaron valores medios de  $39.77 \pm 16.7$ ;  $40.15 \pm 14.2$ ;  $45.92 \pm 12.5$  respectivamente. Estas últimas presentaron una alta tasa de cambio ya que al inicio de la serie temporal presentaron valores mínimos entre 0 y 12,8, los que pasados tres años del incendio alcanzar valores cercanos a 60 (Figura 3a). Respecto a las fechas destacadas, se aprecia que en el tiempo 1 correspondiente a febrero del 2017 pasado solo un mes después del incendio se lograron identificar medias de CCC y grupos estadísticos (letras) diferenciados. Luego de 13 meses del incendio en febrero del 2018, se puede apreciar que las clases “Alta” y “Media alta” se encuentran representadas por el mismo grupo (a), dado que comparten medias similares cercanas a 30. Pasados 25 meses del incendio en febrero del 2019 se mantiene la condición anterior donde la clase “Alta” y “Media alta” siguen representadas por el mismo grupo (a) pero con un valor medio cercano a 50, casi el doble del año anterior. Finalmente, pasados

37 meses del incendio en febrero del 2020 se une al grupo (a) la clase “Media baja” dando origen a una condición similar de CCC para estas tres clases con un valor medio levemente superior a 50. Las clases “Baja” y “No quemado” estuvieron representadas por los grupos diferenciados a lo largo de toda la serie temporal manteniendo un CCC notablemente superior a las demás clases asociada un mejor estado fitosanitario (Figura 3b).

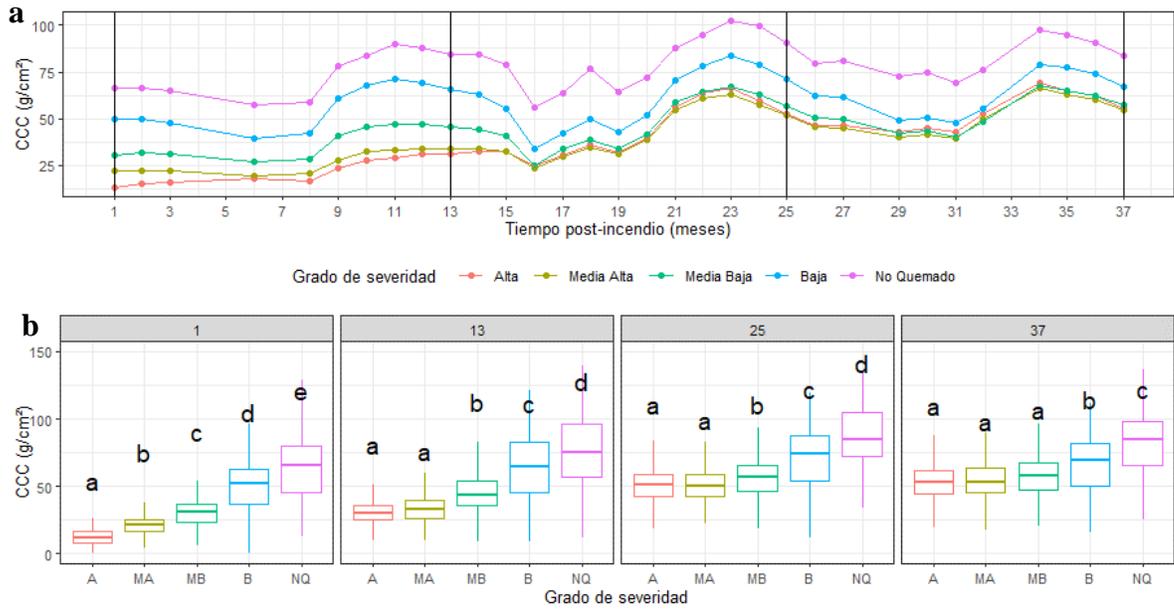


Figura 3. a) Medias ajustada de CCC de cada clase según el grado de severidad durante 37 meses post-incendio. b) CCC de cada clase según grado de severidad para los meses de febrero de los años 2017 (tiempo 1), 2018 (tiempo 13), 2019 (tiempo 25) y 2020 (tiempo 37). Se incluyen grupos estadísticos (letras) en el sentido horizontal indicando diferencias entre los grados de severidad según la prueba de comparación Tukey para cada periodo de tiempo.

**Contenido de Agua en la Hoja (CCW) [ $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ ].** El CCW presento una tendencia al incremento durante toda la serie temporal incluyendo la mayoría de las clases según grado de severidad, a excepción de la clase de severidad “Baja” donde el valor inicial fue similar el valor final. Respecto a la clase “No quemado” (testigo) de identifico un valor promedio de  $0,03 \pm 0,01$ , seguida por la clase “Baja” con un promedio de  $0,02 \pm 0,01$ . Al igual que en el caso anterior, las clases “Alta”, “Media alta” y “Media baja” presentan cambios más significativos a través del tiempo, los que al inicio de la serie presentaron valores entre 0 y 0,015, los que finalmente llegaron a valores cercanos a 0,025, dando cuenta de una rápida recuperación de la cobertura vegetal y una efectiva captación de agua por parte de la vegetación regenerada tres años después del incendio en sitios afectados fuertemente por el incendio (Figura 4a). Respecto a las fechas destacadas se aprecia que, en el tiempo 1 correspondiente a febrero del 2017 pasado solo un mes después del incendio se lograron identificar medias de CCW y grupos estadísticos (letras) diferenciados. Luego de 13 meses del incendio en febrero del 2018, se puede apreciar que las categorías “Alta” y “Media alta”

se encuentran representadas por el mismo grupo (a), dado que comparten medias similares cercanas a 0,015. Pasados 25 meses del incendio en enero del 2019 la clase “Media baja” se une al grupo (a), donde estas tres clases presentan una condición similar de CCW en su cubierta vegetal con un valor medio cercano a 0,02. Finalmente, pasados 37 meses se mantiene una condición similar referente al CCW de las clases “Alta”, “Media alta” y “Media baja” pertenecientes al grupo (a) cuyo valor medio continuo cercano a 0,02. Las clases “Baja” y “No quemado” mantienen su condición diferenciada a lo largo de toda la serie temporal, dicha situación se encuentra estrechamente vinculada a su condición inicial favorable debido a una menor afectación (Figura 4b).

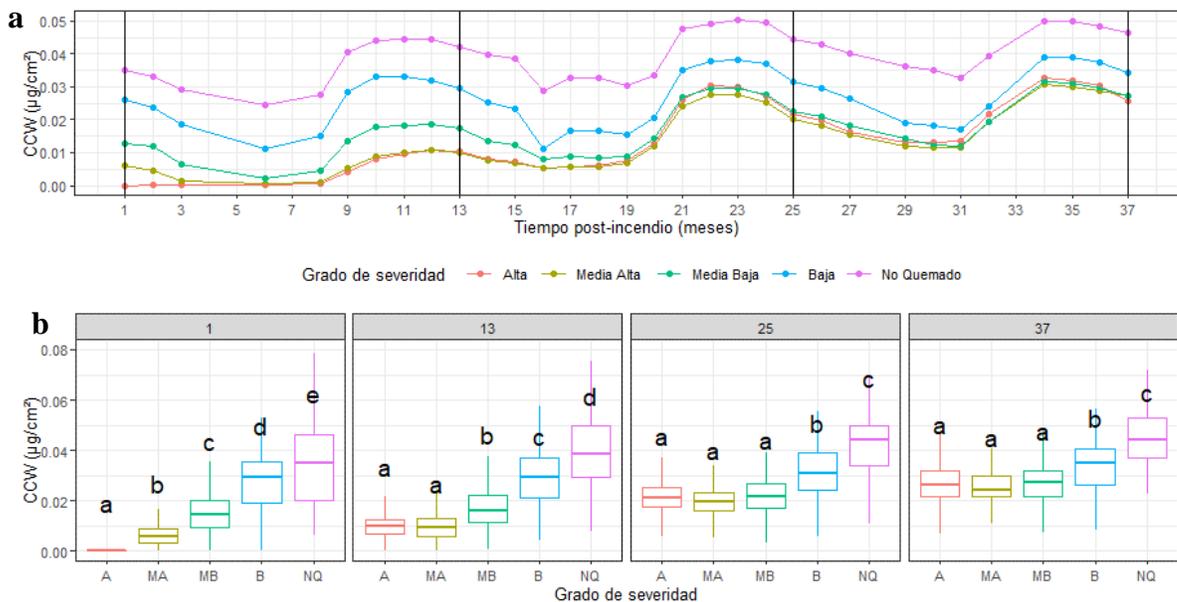


Figura 4. a) Medias ajustada de CCW de cada clase según el grado de severidad durante 37 meses post-incendio. b) CCW de cada clase según grado de severidad para los meses de febrero de los años 2017 (tiempo 1), 2018 (tiempo 13), 2019 (tiempo 25) y 2020 (tiempo 37). Se incluyen grupos estadísticos (letras) en el sentido horizontal indicando diferencias entre los grados de severidad según la prueba de comparación Tukey para cada periodo de tiempo.

**Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa (FAPAR) [%].** Los valores más altos de FAPAR corresponden a los rodales de la clase “No quemado” (testigo) con un valor medio de  $0,54 \pm 0,04$ , seguida por la clase “Baja” con un valor medio de  $0,44 \pm 0,05$ . Estas clases fueron afectadas con menor magnitud por el incendio, encontrándose en un estado más favorable, donde la productividad primaria es la habitual y presentan una tendencia constante con un leve incremento. Respecto a las clases de severidad “Alta”, “Media alta” y “Media baja” presentaron valores medios de  $0,29 \pm 0,12$ ;  $0,30 \pm 0,12$  y  $0,35 \pm 0,08$  respectivamente. Estos rodales sometidos al incendio con una mayor magnitud presentaron un aumento más rápido y significativo FAPAR en el tiempo, ya que al inicio presentaron valores entre 0 y 0,2, y al final de la serie alcanzaron valores cercanos a 0,45, dando cuenta de un efectivo

cubrimiento vegetal y una eficiente productividad primaria en dichos lugares afectados fuertemente por el incendio. Cabe destacar que esta variable biofísica no presenta las fluctuaciones estacionales, sino que da cuenta de una tendencia sostenida al incremento en la captación de radiación fotosintéticamente activa (Figura 5a). Respecto a las fechas destacadas se aprecia que en el tiempo 1 correspondiente a febrero del 2017 pasado solo un mes después del incendio se lograron identificar medias de FAPAR y grupos estadísticos (letras) diferenciados. Luego de 13 meses del incendio en febrero del 2018, se puede apreciar que las categorías “Alta” y “Media alta” se encuentran representadas por el mismo grupo (a), dado que comparten medias similares cercanas a 0,20. Pasado 25 meses del incendio en febrero del 2019 clase “Media baja” se une al grupo (a), el cual posee una media de 0,38 casi el doble del año anterior. Finalmente, pasados 37 meses del incendio se mantiene la condición anterior para todas las clases evaluadas, donde las clases con un mayor grado de afectación poseen una condición similar representadas por el grupo (a) pero con una media cercana a 0,42. Las clases “Baja” y “No quemado” poseen grupos diferenciados y medias superiores a las demás clases a lo largo de toda la serie temporal debido a la estrecha relación entre estas clases productividad primaria similar a la existente previo al incendio (Figura 5b).

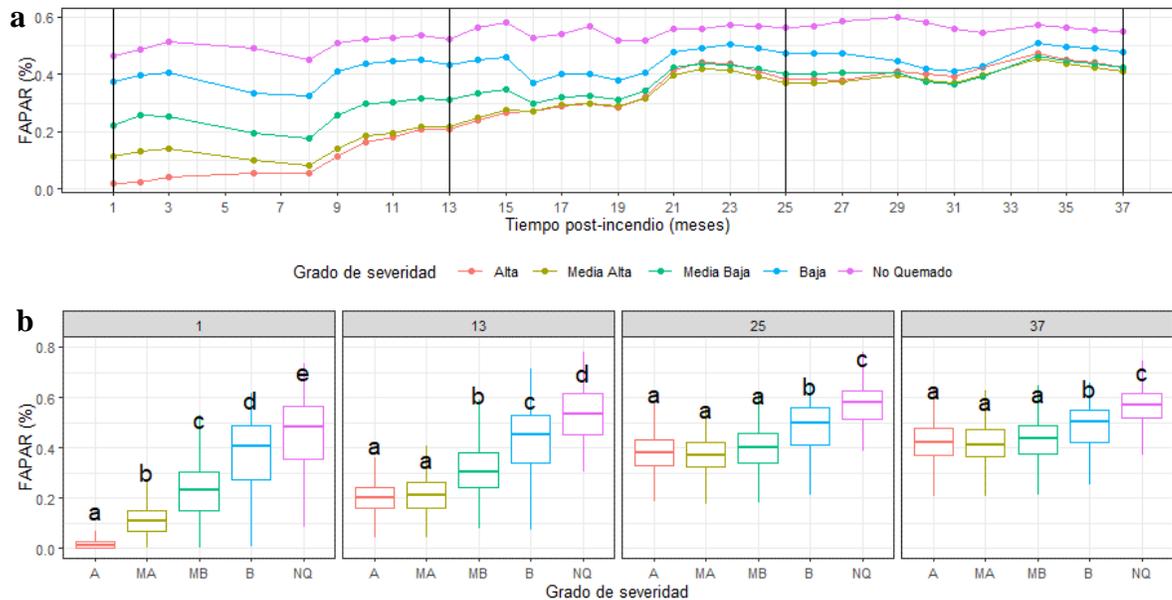


Figura 5. a) Medias ajustada de FAPAR de cada clase según el grado de severidad durante 37 meses post-incendio. b) FAPAR de cada clase según grado de severidad para los meses de febrero de los años 2017 (tiempo 1), 2018 (tiempo 13), 2019 (tiempo 25) y 2020 (tiempo 37). Se incluyen grupos estadísticos (letras) en el sentido horizontal indicando diferencias entre los grados de severidad según la prueba de comparación Tukey para cada periodo de tiempo.

**Fracción de Cobertura Vegetal (FVC) [%].** Se puede observar que existe un aumento de FVC en todas las clases según grado de severidad. La clase testigo “No quemado” presenta

un valor medio de  $0.38 \pm 0.09$ , seguida por la clase de severidad “Baja” con un medio de  $0.29 \pm 0.10$ . Las mayores fluctuaciones a inicio y al final de la serie temporal corresponden a las clases “Alta”, “Media alta” y “Media baja”, al igual que en el caso anterior, ya que al inicio presentaron valores entre 0 y 0,15, y al final llegaron a valores cercanos a 0,35, lo cual se asocia a un rápido incremento de la cobertura vegetal, donde se duplicó el valor inicial en un año, suceso replicado el segundo año. Entre el segundo y tercer año el incremento de la cobertura vegetal fue menor que los años anteriores. Los valores medios de las clases “Alta”, “Media alta” y “Media baja” fueron de  $0.19 \pm 0.13$ ;  $0.19 \pm 0.12$  y  $0.22 \pm 0.10$  respectivamente (Figura 6a) Respecto a las fechas destacadas se aprecia que en el tiempo 1 correspondiente a febrero del 2017 pasado solo un mes después del incendio se lograron identificar medias de FVC y grupos estadísticos (letras) diferenciados. Luego de 13 meses del incendio en febrero del 2018, se puede apreciar que las categorías “Alta” y “Media alta” se encuentran representadas por el mismo grupo (a), con un valor medio cercano al 0,16. Pasados 25 meses del incendio en febrero del 2019 la clase “Media baja”(b) se une al grupo (a), el cual posee una media cercana a de 0,28, casi el doble del año anterior. Finalmente, pasados 37 meses del incendio se mantiene la condición anterior, donde las clases “Alta”, “Media alta” y “Media baja” están representadas por un mismo grupo (a) pero con un valor medio levemente superior cercano a 0,32. Las clases “Baja” y “No quemado” mantienen su condición diferenciada durante toda la serie temporal con grupos distintos y las medias superiores a las demás clases debido a su menor grado de afectación y mayor porcentaje de cobertura vegetal resistente al fuego (Figura 6b).

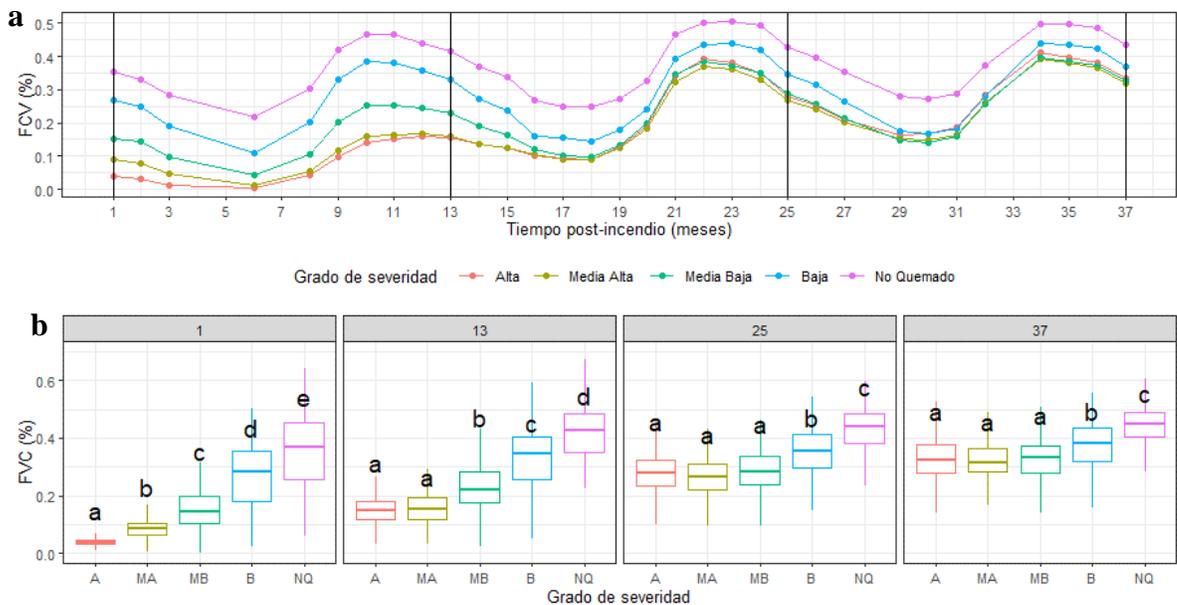


Figura 6. a) Medias ajustada de FVC de cada clase según el grado de severidad durante 37 meses post-incendio. b) FVC de cada clase según grado de severidad para los meses de febrero de los años 2017 (tiempo 1), 2018 (tiempo 13), 2019 (tiempo 25) y 2020 (tiempo 37). Se incluyen grupos estadísticos (letras) en el sentido horizontal indicando diferencias entre los grados de severidad según la prueba de comparación Tukey para cada periodo de tiempo.

A partir de la integración de los resultados obtenidos de los modelos lineales mixtos representativos de los cambios temporales de las variables biofísicas, se obtuvo que efectivamente existe una recuperación de cobertura vegetal o recubrimiento en todos los rodales de bosque nativo afectados por el incendio de Las Maquinas. Las clases “Alta”, “Media alta” y “Media baja” pasados tres años poseen una cobertura vegetal de similares características, las cuales equivalen a un 87,2% de la superficie de Bosque Maulino Costero dentro del área de estudio.

## **II. Comparación de la composición de la vegetación nativa pre y post incendio**

### **II.1 Grado de severidad de los puntos del muestreo de vegetación 2014.**

Se determinó el grado de severidad para los sitios del muestreo de vegetación 2014 correspondientes a bosque nativo específicamente a la formación vegetacional Bosque Maulino Costero, estos fueron conformados por las clases Bosque nativo (NF) y Sucesión temprana (MF). De un total de ocho sitios, todos resultaron afectados por el incendio de Las Máquinas el año 2017, donde siete de los ocho sitios fueron afectados con severidad “Alta” y uno de ellos con severidad “Media alta” (Apéndice 3).

### **II.2 Comparación de la composición de la vegetación por sitios.**

**Índice de disimilitud/similitud.** Respecto a la comparación sitio a sitio, contrastando las condiciones ambientales pre y post-incendio (de cada sitio con sí mismo) del estrato arbóreo, se encontró que el índice de Jaccard tuvo un valor promedio de  $0,6 \pm 0,08$ , donde la mayoría de los valores tuvieron una disimilitud superior a 0,5, lo que indica que gran parte de las especies presentes en la comunidad vegetal pre-incendio no estaban presentes en la comunidad post-incendio. Por otro lado, el valor promedio del índice Bray Curtis fue de  $0,43 \pm 0,17$ , donde no existió ninguna tendencia clara para todos los sitios, ya que en algunos sitios presentaron una alta similitud y otros una baja similitud a la comunidad vegetal pre-incendio.

El estrato arbustivo en general presento valores mayores de disimilitud, cercanos al máximo (1) lo cual da cuenta de una mayor disimilitud entre la composición florística pre y post-incendio. Los índices de Jaccard y Bray-Curtis presentaron valores medios de  $0,64 \pm 0,1$  y  $0,67 \pm 0,17$  respectivamente, donde se encontraron valores superiores a 50% de disimilitud para la mayoría de los casos. Este hecho indica que existe un cambio notable en la composición de especies dentro del estrato arbustivo dos años después del incendio, determinado tanto por la riqueza como la abundancia de especies (Cuadro 2).

Cuadro 2. Comparación sitio a sitio de la composición de la vegetación nativa pre y post incendio para el estrato arbóreo y arbustivo.

Sitio	Grado Severidad	Estrato arbóreo		Estrato arbustivo	
		Jaccard	Bray-Curtis	Jaccard	Bray-Curtis
NF01	Alta	0,62	0,80	0,63	0,72
NF02	Alta	0,71	0,57	0,81	0,79
NF03	Media alta	0,67	0,31	0,69	0,80
NF04	Alta	0,63	0,30	0,54	0,41
MF01	Alta	0,56	0,33	0,62	0,77
MF02	Alta	0,59	0,61	0,68	0,79
MF03	Alta	0,47	0,46	0,62	0,41
MF04	Alta	0,52	0,66	0,50	0,63
<b>Media</b>		0,60	0,43	0,64	0,67
<b>Desv. Est</b>		0,08	0,17	0,1	0,17

La comparación entre sitios según condiciones ambientales pre y post incendio realizada mediante un análisis de varianzas ANOVA, arrojó diferencias significativas para ambos estratos (arbóreo y arbustivo) y ambos índices según la prueba de Tukey (Cuadro 3). Además, los datos cumplieron con los supuestos de normalidad y homocedacidad en todos los casos.

Cuadro 3. Resultados prueba de Tukey al comparar condiciones ambientales pre y post incendio para el estado arbóreo y abusivo según los índices de Jaccard y Bray Curtis.

	p-value	
	Estrato arbóreo	Estrato arbustivo
Índice de Jaccard	$2,23 \times 10^{-6}$	$8,60 \times 10^{-15}$
Índice Bray Curtis	$4,60 \times 10^{-5}$	$1,60 \times 10^{-5}$

Para el estrato arbóreo se identificaron diferencias significativas entre las medias de la condición ambiental pre y post incendio para ambos índices (Figura 7a). El valor medio del grado de disimilitud para la condición pre-incendio fue de 0,47 y 0,57, superior a la condición post-incendio representada por un 0,24 y 0,33 para los índices de Jaccard y Bray Curtis respectivamente, por lo que existe una menor similitud entre sitios previo al incendio y mayor similitud entre sitios posterior al incendio. El rango de valores para la condición post-incendio, es más estrecho que el rango de la condición pre-incendio para ambos índices, lo cual se asocia una mayor heterogeneidad en la composición de especies previo al incendio. No obstante, el rango de los datos para el índice Bray Curtis es mucho más amplio para ambas condiciones, lo cual implica una mayor variabilidad determinada por los datos de abundancia.

Al igual que en el caso anterior para el estrato arbustivo se identificaron diferencias significativas entre las medias de la condición ambiental pre y post incendio para ambos

índices (Figura 7b). La media del grado de disimilitud para los sitios pre-incendio fue de 0,61 y 0,68, superior a la media de los sitios post-incendio representados por un 0,34 y 0,50 para los índices de Jaccard y Bray-Curtis respectivamente, por lo que existe una menor similitud entre sitios previo al incendio y mayor similitud entre sitios posterior al incendio. La condición pre-incendio a su vez tuvo un rango de valores más amplio que la condición post-incendio, lo cual se asocia a una mayor heterogeneidad en la composición de especies previo al incendio, al igual que en el caso anterior.

Ambos análisis tanto para el estrato arbóreo como arbustivo dan cuenta de una alta similitud y por tanto homogenización de la composición de especies en el Bosque Maulino Costero posterior al incendio, determinada tanto por la riqueza como la abundancia de la especie.

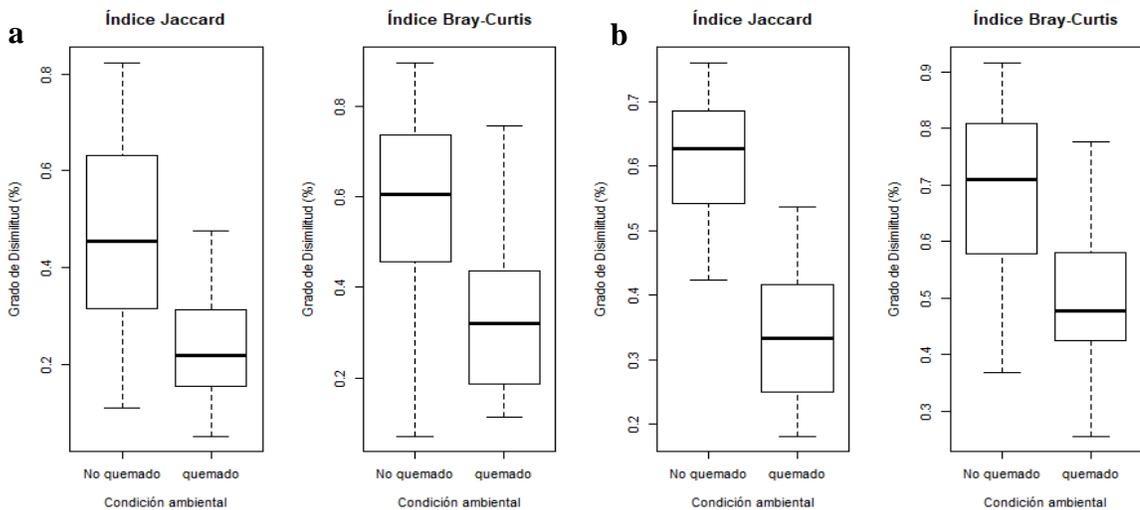


Figura 7. a) Gráficos de cajas para los índices de Jaccard y Bray-Curtis correspondiente al estrato arbóreo. b) Gráficos de cajas para los índices de Jaccard y Bray-Curtis correspondiente al estrato arbustivo.

**Índice de Reemplazo.** El índice de reemplazo empleado para comparar el recambio de especies arbóreas y arbustivo sitio a sitio entre los años 2014-2019 fue el índice de Cody (1993). A partir de este se obtuvo valores menores a 0,6 en todos los sitios muestreados para el estrato arbóreo y arbustivo, lo cual hace referencia a un bajo recambio en las especies, asociado a valores cercanos a 0 (Cuadro 3). Para el estrato arbóreo se encontró un valor promedio de  $0,22 \pm 0,12$  lo cual se relaciona con una alta similitud entre las especies encontradas pre y post incendio. Por otra parte, el estrato arbustivo presentó valores mayores donde el promedio fue de  $0,40 \pm 0,12$  indicando que existe un mayor cambio en la composición de especies, no obstante, la mayoría de los sitios tuvieron valores inferiores al 0,5, por lo que a pesar de que existe un cambio considerable dentro de la composición de la comunidad vegetal gran parte de las especies que existían previo al incendio se mantuvieron o existieron pocas especies nuevas dentro de la

comunidad vegetal. El detalle las especies que estuvieron presentes pre y post incendio se puede conocer mediante la matriz de presencia/ ausencia para el estrato arbóreo (Apéndice 4) y arbustivo (Apéndice 5).

Cuadro 4. Índice de reemplazo Cody para el estrato arbóreo y arbustivo entre los años 2014 (pre-incendio)-2019 (post-incendio).

Sitios	Estrato arbóreo	Estrato arbustivo
	Cody	Cody
NF01	0	0,29
NF02	0,25	0,6
NF03	0,25	0,33
NF04	0,33	0,26
MF01	0,17	0,42
MF02	0,33	0,38
MF03	0,13	0,53
MF04	0,31	0,34
<b>Media</b>	0,22	0,4
<b>Desv. Est</b>	0,12	0,12

### II.3 Comparación de la composición de la vegetación por especie

**Estrato arbóreo.** A partir de los datos obtenidos del muestreo de vegetación realizada en los años 2014 y 2019 se obtuvo la cobertura por parcela (media  $\pm$  desviación estándar), número de fustes por parcela (media  $\pm$  desviación estándar), densidad por parcela y el número total de fustes para todas las especies encontradas en ambos años. Además, se incluyó la riqueza de especies y el área basal para ambos años, considerando una superficie de 225 m<sup>2</sup> (Apéndice 6). Es importante destacar que no todas las especies se encontraron presentes en todos los sitios muestreados pre y post incendio, lo cual determinó en gran medida los valores obtenidos para la mayoría de las especies. El detalle de esta información se encuentra en la matriz de presencia/ausencia del estrato arbóreo (Apéndice 4).

Respecto a la vegetación muestreada en los años 2014 y 2019 se puede apreciar una evidente disminución en la riqueza de especies, la cual paso de nueve a cinco especies encontradas entre los años 2014 y 2019. La cobertura media por parcela disminuyo para todas las especies muestreadas el 2019, debido a los severos efectos que generó el incendio en los sitios muestreados. Dentro de los cambios más significativos se encuentran la disminución de la cobertura media de la especie nativa *N. glauca* la cual el año 2014 era de un 61,63% y tras el incendio disminuyó a un 18,13%, seguida por la especie introducida *P. radiata* la cual tenía una cobertura aproximada del 13,3% el año 2014 la cual disminuyó a un 0,13%, el resto de

las especies del estrato arbóreo no presentaron cobertura el año 2019. Respecto al número de fustes por parcela, se encontró que la especie *N. glauca* presentó una abrupta disminución del número debido a la destrucción de gran parte del estrato arbóreo, donde el 2014 se contabilizaron 310 fustes y el 2019 solamente se contabilizaron 164 fustes de individuos vivos dentro de los ocho sitios. Es importante destacar que la mayoría de los individuos muestreados de todas las especies se encontraban severamente afectados por el incendio y que las únicas especies encontradas en siete de los ocho sitios muestreados el año 2019 corresponden a *N. glauca* y *P. radiata*.

La densidad media por parcela ( $225 \text{ m}^2$ ) disminuyó para la mayoría de las especies, donde se destacan las especies nativas *N. glauca*, la cual el año 2014 tenía una densidad media de 0,172, la que disminuyó a 0,091 el año 2019. Las demás especies tanto nativa como introducidas tenían una baja representatividad referente a la densidad media el año 2014, por lo que esta información es poco consistente para determinar si existe una disminución importante el año 2019.

La sumatoria del área basal para cada especie considerando los ocho sitios muestreados, contrastando la condición pre y post incendio, sugiere una disminución considerable para la mayoría de las especies nativas, donde la especie *N. glauca* pasó de  $357 \text{ m}^2$  a  $192 \text{ m}^2$  posterior al incendio. La especie introducida *P. radiata* pasó de  $42 \text{ m}^2$  el año 2014 a  $0 \text{ m}^2$ , ya que todos los individuos muestreados estaban muertos. Por otro lado la especie introducida *E. globulus* aumentó su área basal de  $10,8 \text{ m}^2$  a  $62,1 \text{ m}^2$  posterior al fuego.

**Estrato arbustivo** . A partir de los datos obtenidos de los muestreos de vegetación realizados en 2014 y 2019 se realizó una comparación de la riqueza, cobertura por parcela (media  $\pm$  desviación estándar), número de fustes por parcela (media  $\pm$  desviación estándar), densidad por parcela y el número total de fustes vivos para todas las especies encontradas en ambos años en una superficie  $25 \text{ m}^2$  (Apéndice 7). Es importante destacar que no todas las especies se encontraron presentes en todos los sitios muestreados pre y post incendio, lo cual determinó en gran medida los valores obtenidos para la mayoría de las especies. El detalle de esta información se encuentra en la matriz de presencia/ausencia del estrato arbustivo (Apéndice 5).

La riqueza del estrato arbustivo al igual que el estrato arbóreo sufrió una disminución significativa, la cual pasó de treinta y ocho especies encontradas el año 2014 a diecisiete especies el año 2019. Dentro de los hallazgos más importantes se identificó un aumento significativo de la cobertura por parcela, número de fustes por parcela, densidad por parcela y el número total de fustes vivos de la especie nativa *N. glauca* y de las especies introducidas *P. radiata* en los sitios muestreados post incendio. La especie *N. glauca* está presente mediante rebrotes de raíces abarcando una cobertura promedio del 28%, con un promedio de 3,06 fustes por parcela ( $25 \text{ m}^2$ ) y un total de 210 fustes. Por otro lado, *P. radiata* presente mediante establecimiento de plántulas (con una altura promedio de 1,5m), presentó una cobertura media de 33,13%, un promedio de 7,69 individuos por parcela y un total de 839 individuos muestreados. Respecto a las demás especies, se encontró un gran número de especies nativas, presentes mediante rebrotes de raíces tales como las especies arbóreas *L.*

*apiculata* (arrayán), *L. hirsuta* (radal), *C. alba* (peumo), entre otras. Y también especies arbustivas como *E. pulverulenta* (corontillo), *A. integrifolia* (corcolén), *G. insana* (hued-hed) y *U. molinae* (murtilla) las cuales presentan un gran número de fustes que se mantiene e incluso han aumentado en algunos casos desde el año 2014 al 2019. Finalmente es importante destacar el alto porcentaje de suelo desnudo post-incendio correspondiente a un 16,88% el cual no fue evidenciado el año 2014.

### **III. Análisis de la estructura de la vegetación regenerada post-incendio en tres rodales de bosque nativo.**

#### **III. 1. Caracterización de la vegetación regenerada post incendio**

Para la caracterización se obtuvieron datos referentes a la riqueza, índice de Shannon Wiener, índice de Equitatividad, índice de Simpson y índice Inverso de Simpson para los datos de abundancia (A) y cobertura (C) de las especies regeneradas, esta información fue resumida incluyen los valores medios, mínimos, máximos y desviación estándar de cada índice para los tres rodales de bosque nativo (Apéndice 8). Los principales resultados dan cuenta de baja riqueza de especies con un promedio de 6 especies arbustivas leñosas por parcela. Sumado a esto el índice de Shannon Wiener presento valores menores a 2 en todos los casos asociados a una baja diversidad. El índice de Simpson presento valores entre 0 y 1 lo cual también da cuenta de una baja diversidad de especies y alta abundancia de un número reducido de especies. La equitatividad posee una gran variabilidad con un promedio de  $0,62 \pm 0,2$ , ya que existieron algunos sitios con múltiples especies y otros un mínimo de 2. La curva de abundancia-diversidad logro contribuir al entendimiento de la estructura de la vegetación regenerada dos años después del incendio, asociada a la porción de individuos ( $P_i$ ) existentes de una especie respecto del total de especies (Figura 8). Esta presentó una forma geométrica, ya que la comunidad fue poco equitativa compuesta por unas pocas especies muy abundantes y las restantes prácticamente raras. Dentro de las especies más abundantes se encontró la especie exótica *P. radiata* con una abundancia relativa cercana al 60%, seguida por las especies nativas arbustivas *U. molinae* y *A. integrifolia* con una abundancia relativa cercana al 10% y las especies arbóreas nativas *C. alba* y *N. glauca* con una abundancia relativa cercana a un 5%.

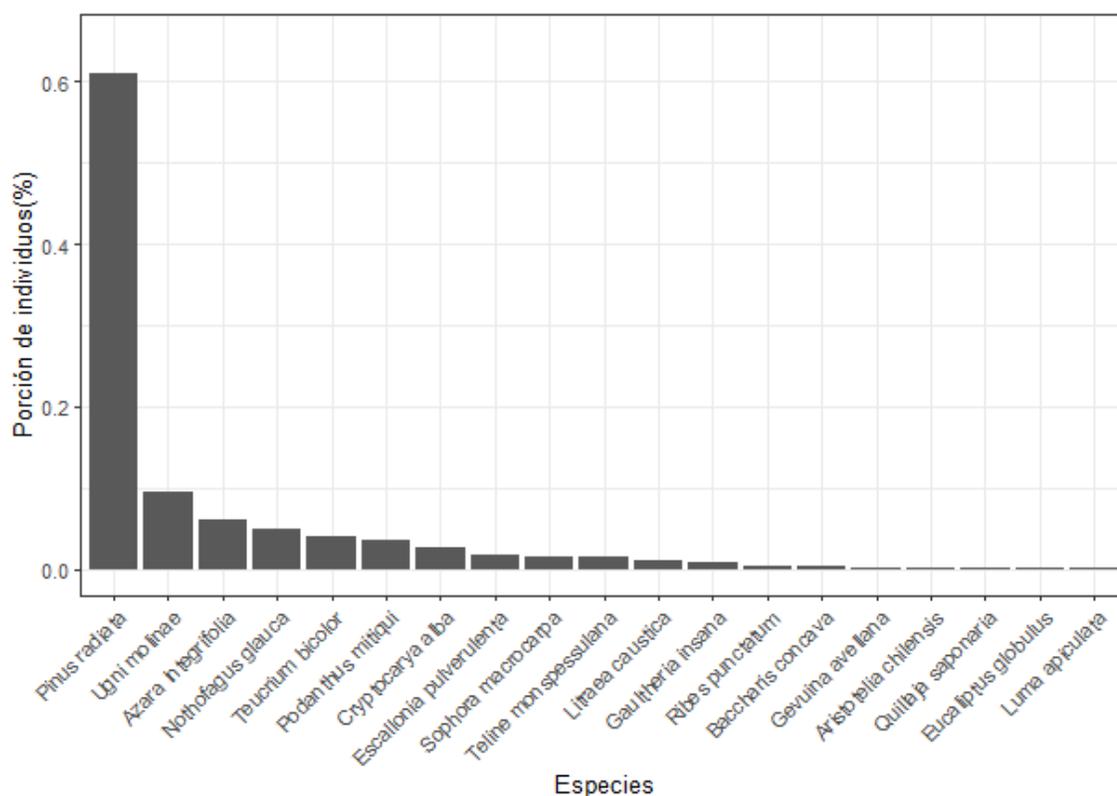


Figura 8. Curva de abundancia-diversidad correspondiente al total de especies muestreadas en los 48 censos florísticos en tres rodales de bosque nativo.

Respecto a las métricas básicas de estructura de dosel utilizadas para caracterizar el estrato arbóreo, correspondientes a altura media, altura máxima, relación de distribución de altura, desviación estándar y varianza obtenidas del Modelo Digital de Copas, dieron cuenta de una gran variabilidad entre las parcelas y entre los tres rodales de bosque nativo escogidos como representantes del Bosque Maulino Costero. Se obtuvo un cuadro resumen con el valor mediano, desviación estándar y coeficiente de variación (CV) de las métricas anteriormente mencionadas para de las 48 parcelas de bosque nativo (Cuadro 5).

Cuadro 5. Resumen de variables básicas de estructura de dosel

Métricas MDC	Mediana	Desv. Est	CV
	m	m	
Altura media	0,82	1,93	1,25
Altura máxima	4,90	5,29	0,77
Relación de distribución	0,85	0,13	0,16
Desviación estándar	1,13	1,58	0,93
Varianza	1,28	8,66	1,63

### III.2 Caracterizaciones biofísicas de los rodales de bosque nativo

Para la caracterización biofísica de los rodales de Bosque nativo se obtuvo el valor mediano desviación estándar y coeficiente de variación de variables topográficas (básicas, hidrológicas, morfométricas y de iluminación) e índices de vigor fotosintético (variables espectrales) NDVI, NDRE, GNDVI y SAVI, considerando los valores obtenidos en las 48 parcelas y sus respectivas áreas de influencia (Apéndice 9). Se encontró gran variabilidad topográfica originada por lomajes variables con distintas pendientes, orientaciones y elevaciones las que a su vez determinaron diversas formas y propiedades del suelo. Además, la vegetación regenerada presentó un alto vigor en la mayoría de los rodales y pocos sectores descubiertos, dentro de los que destaca una gran superficie en el rodal NFSN (Figura 9).

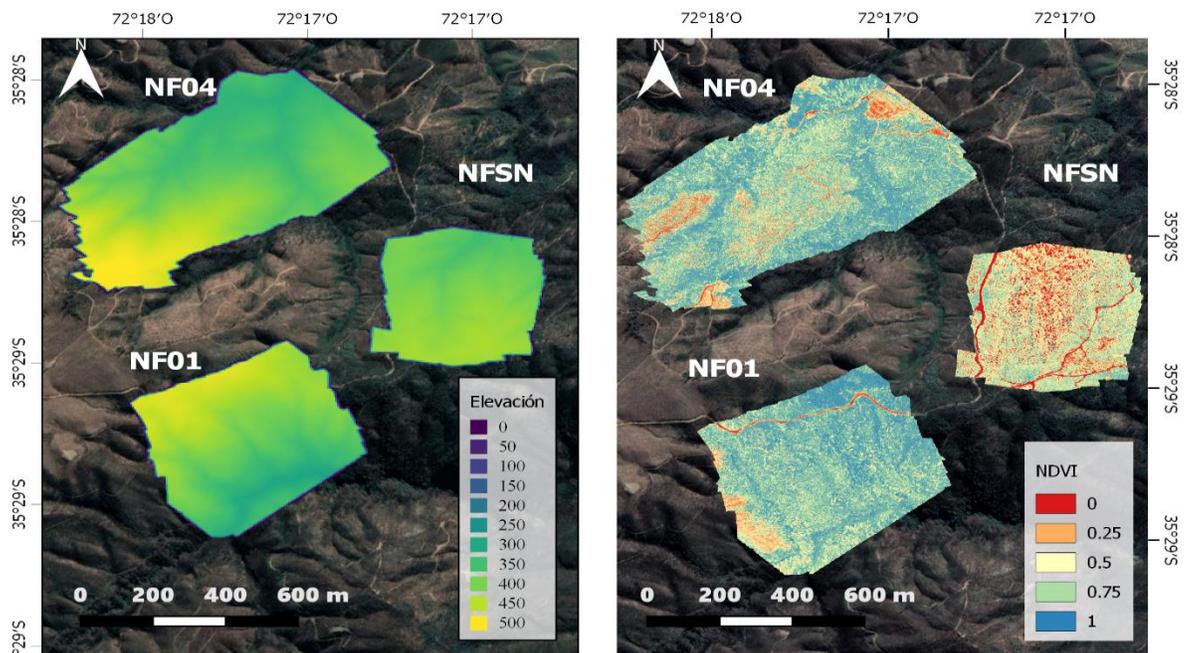


Figura 9. a) Mapa de elevación (m.s.n.m). b) Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) para tres rodales de bosque nativo.

### III.3 Modelos predictivos de abundancia de una especie exótica *Pinus radiata* y una especie nativa *Nothofagus glauca*.

Para la elaboración de los modelos predictivos de ambas especies, se realizó una selección de variables, la cual dio cuenta de las variables más importantes por grupos (topográficas, ecológicas, espectrales y estructura básica de dosel) en función de las variables respuestas, abundancia de cada especie. Posteriormente, se efectuó la verificación de coeficientes de correlación entre dichas variables (coeficiente de correlación  $< 0,6$ ), lo cual permitió encontrar las variables predictoras de la especie *P. radiata* y *N. glauca* incorporadas en los

modelos predictivos tentativos (Cuadro 5). Finalmente, una vez evaluada la significancia de todas estas variables dentro de cada modelo GAM, se seleccionaron solo aquellas con un p-valor  $< 0,05$  para el modelo final de cada especie (ver variables predictoras destacadas Cuadro 6).

Cuadro 6. Variables predictoras para los modelos predictivo de abundancia de *P. radiata* y *N. glauca*.

Variables Predictoras	<i>Nothofagus glauca</i>	<i>Pinus radiata</i>
Topográficas	TRI VDCN	WEI VDCN*
Espectrales	SAVI (homogeneidad) NDVI (Desv. Est)	NDRE (media)*** NDRE (correlación)
Ecológicas	Equitatividad(Cobertura) a)*	Equitatividad(Abundancia)***
Estructura básica dosel	Altura máxima**	Altura media** Contraste de alturas**

Los modelos predictivos finales de abundancia para la especie *Pinus radiata* (Figura 10a) y *Nothofagus glauca* (Figura 10b), presentaron una desviación explicada de 92,9% y 32%, y un GCV de 4.684 y 311,6 respectivamente.

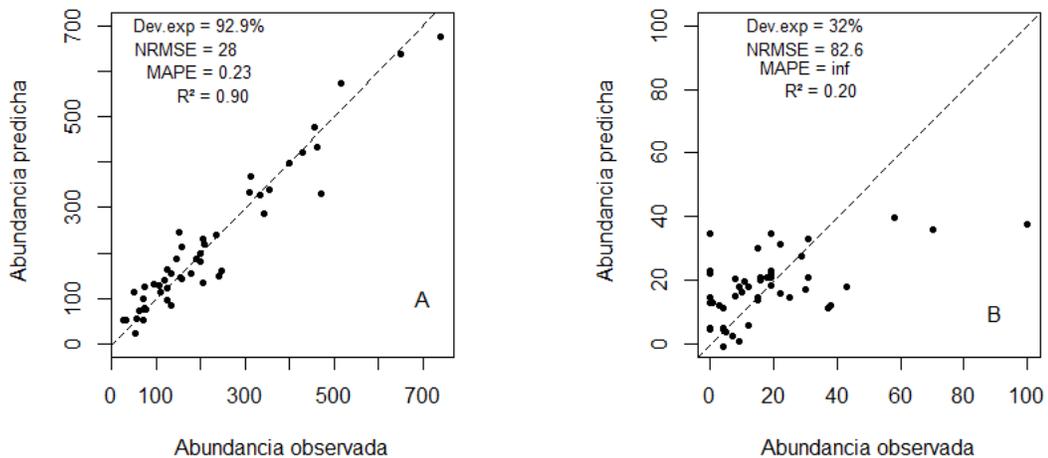


Figura 10. a) Datos observados y predichos a partir de los modelos predictivos de abundancia de la especie *P. radiata*. b) Datos observados y predichos a partir de los modelos predictivos de abundancia de la especie *N. glauca*.

### III.4 Especialización del modelo predictivo remoto de abundancia de la especie *Pinus radiata*.

El modelo seleccionado para ser espacializado corresponde al modelo predictivo basado en percepción remota de la especie exótica *P. radiata* (Figura 12a) el cual incluyó a variables predictoras espectrales (NDRE) y de estructura de dosel (Altura media y Contraste de alturas) con una resolución de 0,5 m. La variable topográfica (VDCN) presentó un valor no significativo ( $p\text{-value} > 0,05$ ) dentro del nuevo modelo, por lo que fue eliminada. Este modelo predictivo remoto utilizó un nuevo set de datos correspondiente a los valores medianos dentro de cada parcela de 3 m de radio. La desviación explicada del modelo predictivo remoto para la especie *P. radiata* con el nuevo set de datos fue de 80,2% y un GCV de 10.459 el cual representa un modelo de alta calidad (Figura 11).

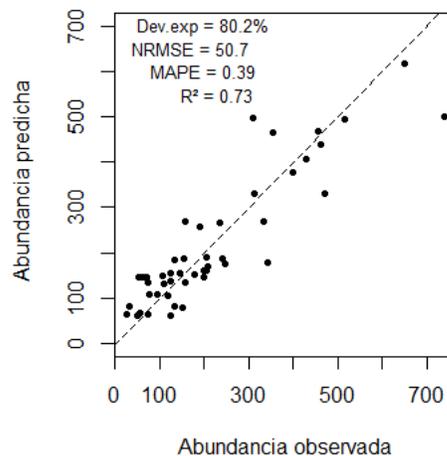


Figura 11. Datos observados y predichos a partir de modelo predictivo remoto de abundancia de *P. radiata* utilizado para la espacialización

A partir el modelo remoto presentado anteriormente, se realizó la especialización o mapa de abundancia de *P. radiata*, correspondiente al promedio de las 100 iteraciones del modelo realizado con los set de datos de entrenamiento y validación, donde la abundancia de *P. radiata* más frecuente fue entre 0 a 200 individuos (representados por los colores rojos a naranjos), seguidos por una superficie menor con frecuencia entre 200 y 400 individuos y finalmente una pequeña superficie con abundancia superior a 400 individuos en los rodales NF01 y NF04 (Figura 12a). El rodal NFSN presentó una mayor abundancia, donde la mayor parte de la superficie presenta una frecuencia entre 200 y 400 individuos, y una menor superficie con más de 400 individuos. Respecto al coeficiente de variación (CV) se da cuenta de la robusta predicción de los sitios NFSN y NF04, donde el CV presenta valores menores a un 20% en la mayor parte de su superficie. Sin embargo, el rodal NF01 presento una mayor incertidumbre asociado a una mayor cantidad de valores de CV superiores al 60% (Figura 12b).

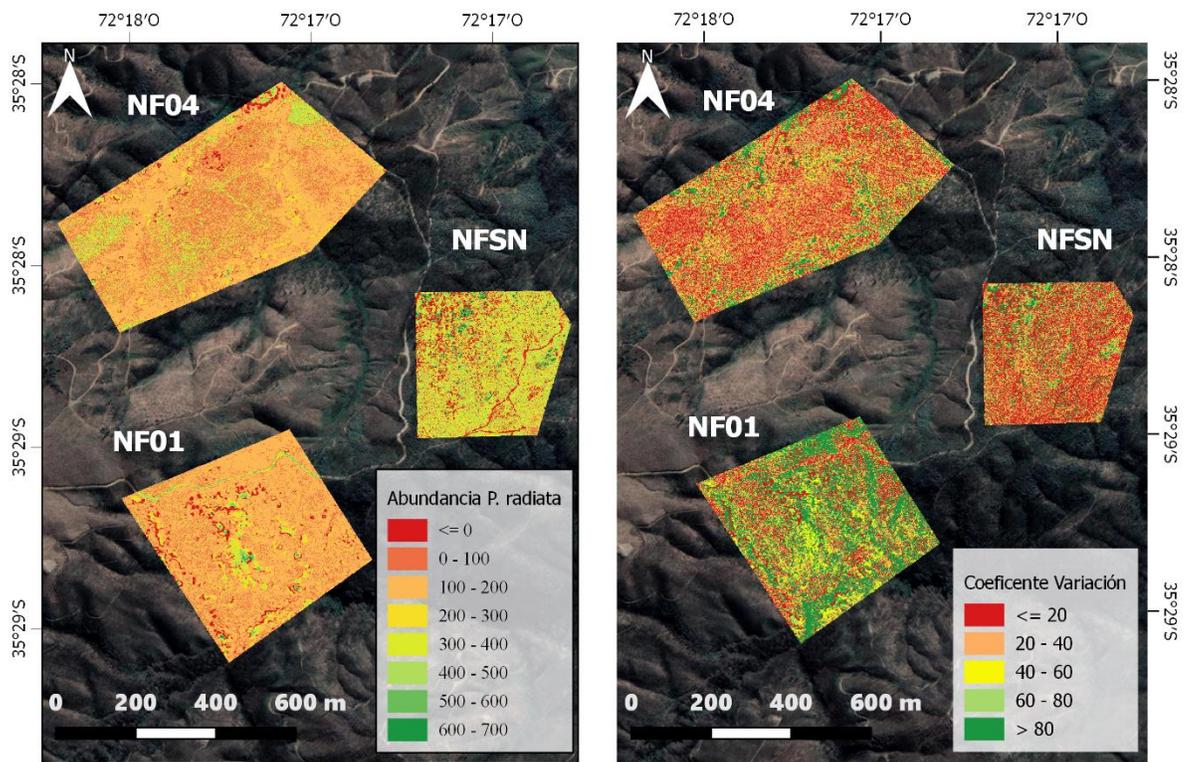


Figura 12 . a) Mapas predictores de abundancia de la especie exótica *Pinus radiata* (Promedio de 100 iteraciones) en tres rodales de bosque nativo. b) Mapa de Coeficiente de Variación (100 iteraciones).

## DISCUSIÓN

### I. Análisis de cambios temporales según propiedades biofísicas de la vegetación nativa regenerada post-incendio

#### I.1 Recuperación de la cobertura vegetal y del ecosistema.

A partir de los resultados obtenidos, es posible afirmar que existe un recubrimiento vegetal en todos los rodales de bosque nativo pasado tres años del incendio. No obstante, las características actuales de la vegetación se encuentran estrechamente vinculadas al grado de severidad al que fue sometida el año 2017, y por tanto poseen un proceso diferenciado de recuperación y recubrimiento vegetal, el cual se ve manifestado en las propiedades biofísicas que posee cada rodal.

Las variables biofísicas escogidas (IAF, CCC, CCW y FVC), presentan una fuerte asociación con los cambios fenológicos, los cuales se ven representados en las fluctuaciones cíclicas, determinadas tanto por cambios estacionales (períodos secos y húmedos) como por el carácter caducifolio de la vegetación del Bosque Maulino Costero, lo que explica la forma fluctuante de los gráficos de medias ajustadas. Por otro lado, la variable Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa (FAPAR) tuvo un comportamiento espectral más estable donde no se evidenciaron fluctuaciones estacionales notables, este hecho se podría asociar a que esta variable solo considera las partes verdes del dosel (contenido de clorofila en la hoja superior a  $15 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ ) (Weiss y Baret, 2016).

El Índice de Área Foliar (IAF) presentó los valores más altos en los rodales de la clase “No quemado” (testigo), los cuales se caracterizan por poseer una estructura vegetal compleja, propia de un bosque semi denso a denso ( $1,4 \pm 0,3$ ), seguido por los rodales de la clase “Baja”, los que presentaron valores menores asociada a un bosque abierto ( $1,06 \pm 0,4$ ). Los rodales de las demás clases afectadas por el incendio presentaron valores mínimos asociados a bosques muy abiertos (0,63-0,72) (MMA, 2018). Esta situación da cuenta de una modificación significativa de la estructura de la vegetación, propiciada por el deterioro y pérdida de la vegetación en general posterior al incendio. La generación de espacios abiertos favorece el establecimiento de nuevas especies colonizadoras y da oportunidades de regeneración de las especies preexistentes, generando una nueva estructura y composición vegetal dominada por el crecimiento horizontal de estratos herbáceos y arbustivos (Pickett et al., 1987; Richardson et al., 1994; Cobar-Carranza et al., 2015). Cabe destacar que incluso la clase testigo presentó un aumento de IAF en el tiempo, lo cual puede estar determinado tanto por las características del bosque con un gran número de renovales o el establecimiento de especies colonizadoras en estos sitios, debido a la gran fragmentación existente en el área de estudio donde los rodales “No quemados” no son zona aisladas, sino que están en contacto con la propagación de las semillas al igual que los otros rodales afectados por el incendio.

El Contenido de Clorofila en la Hoja (CCC) y Contenido de Agua en la Hoja (CCW) también presentaron los valores más altos en los rodales testigo debido a la similitud que poseen con la condición pre-incendio y con un estado fitosanitario posiblemente “normal”. Por otro lado, los rodales pertenecientes a las demás clases afectadas por el incendio presentaron una gran recuperación de los valores de CCC y CCW pasados tres años del incendio, particularmente las clases de severidad afectadas fuertemente por el incendio (clases “Alta”, “Media alta” y “Media baja”), pero no lograron equiparar los valores de los rodales testigo. Este hecho se asocia a la relación directa que existe entre la mortalidad de árboles y la severidad de un incendio, aún en especies adaptadas al fuego (Uhl y Kaufman, 1990; Pinard y Huffman, 1997). Posterior a un incendio existen alteraciones en las condiciones micro climáticas del ecosistema, las cuales influyen en la reproducción y desarrollo de las especies resistentes (Holdsworth y Uhl, 1997; Kinnaird y O’Brien, 1998; Haugaasen et al., 2003), generando la reducción del tamaño de las poblaciones locales por muerte directa o diferida de sus individuos post-incendio, a causa de los daños anatómicos y repercusiones fisiológicas en individuos quemados, sucesos evidenciados en el CCC y CCW al inicio de la serie temporal. Sin embargo, existe otro aspecto referente al estado fitosanitario de las especies afectadas por un incendio en áreas boscosas, los cuales no se ven manifestadas de manera inmediata, como son la presencia de invasiones de plagas y enfermedades (causantes de la mortalidad diferida), las cuales dependen de diversos factores del ecosistema tales como el grado de resistencia o susceptibilidad del árbol, las necesidades de nidificación de los insectos o densidad de ellos, entre otras (Hart, 1998; Schwilk, 2006; Engstrom, 2010). Las plagas más comunes posterior a los incendios corresponden a las de insectos descortezadores, defoliadores y barrenadores (Billings y Espino, 2005).

La Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa (FAPAR) presentó los valores máximos en los rodales testigo donde existe una actividad fotosintética “normal” asociada a las características propias del Bosque Maulino Costero. Respecto a los demás rodales pertenecientes a las clases con algún grado de afectación por el incendio, se evidenció un incremento constante de FAPAR para las clases “Alta”, “Media alta” y “Meja baja” que pasaron de valores cercanos a 0 - 0,4 pasados tres años del incendio. Este hecho, podría relacionarse con asentamiento de especies pioneras o invasoras, las que presentan estrategias altamente eficientes para incrementar su productividad primaria (generación de biomasa) en cortos periodos de tiempo (Vila et al., 2008). Dentro de las estrategias más comunes post incendio se encuentran la activación de banco de semillas y posterior establecimiento de plántulas, y crecimiento de rebrotes en especies resistentes como se mencionó anteriormente (Zedler et al., 1983; Cochrane, 2003). Esta última estrategia está presente en la mayoría de la especie de Bosque Maulino Costero, mediante rebrotes de troncos y raíces debido a la gran cantidad biomasa acumulada durante su crecimiento (Del Campo y Bernal, 2010). El éxito de ambas estrategias debe ser observado en un amplio periodo de tiempo para poder establecer cuál de estas concluirán con un nuevo reclutamiento arbóreo y del sotobosque de las zonas incendiadas (Bustamante et al., 2005).

La Fracción de Cobertura Vegetal (FCV) en los rodales testigo correspondiente a la clase “No quemado” poseen los valores más altos de FVC, con una cobertura vegetal promedio de

0.4 correspondiente a un bosque semidenso, esta condición particular propia del ecosistema de Bosque Maulino Costero, el cual posee densidades muy heterogéneas (Serra et al., 1986). Las otras clases afectadas por el incendio presentaron valores de FVC bajos en el principio de la serie temporal asociado a valores entre 0 y 0,1, debido al gran porcentaje de suelo desnudo inmediatamente después del incendio, y al final de la serie llegaron a valores cercanos a 0,3 asociados a una recuperación efectiva de la cubierta vegetal. Este hecho, da cuenta de la recuperación de una función ecológica primordial asociada al recubrimiento del suelo posterior a incendio, disminuyendo la vulnerabilidad ante la degradación y erosión del suelo pasados tres años del incendio. Cabe destacar que cualquier pérdida tanto funcional como estructural del suelo, puede comprometer la supervivencia de las especies vegetales posterior a un incendio (Del Campo y Bernal, 2010).

Para poder establecer una recuperación efectiva del ecosistema de Bosque Maulino Costero es necesario complementar la información referente a la recuperación de la cobertura vegetal con una caracterización de la composición de la vegetación regenerada y establecer el grado de similitud/disimilitud con la condición pre-incendio o con los rodales testigo. Se requiere de un estudio a largo plazo, donde también se realice un monitoreo del estado fitosanitario de las especies regeneradas dentro de este ecosistema altamente vulnerable, para evitar a futuro una disminución de la diversidad genética e incluso la extinción de especies altamente sensibles a los incendios (Gutsell y Johnson, 1996; Pinard et al., 1999).

## **II. Comparación de la composición de la vegetación nativa pre y post incendio**

Respecto a los puntos muestreados es importante considerar que siete de los ocho sitios presentaron un nivel máximo de afectación y solo uno de ellos un nivel medio alto, por lo que la magnitud o grado de afectación del incendio es similar en la mayoría de los sitios. El muestreo de vegetación 2019 corresponde a una reconstitución del muestreo 2014 en las zonas preestablecidas, el cual está sujeto a un margen de error ya que los sitios muestreados no corresponden a parcelas permanentes y se podrían haber generado errores de georreferenciación afectando el muestreo, sobre todo si el rodal es heterogéneo en su composición.

### **II.1 Organización de la vegetación pre y post incendio**

Respecto a la comparación de cada sitio con si mismo entre los años 2014 y 2019, se concluye que la composición florística de cada sitio es diversa para ambos estratos, con algunos elementos comunes y/o distintos pre y post incendio. El estrato arbóreo presentó mayor similitud en su composición, determinada por la estrecha relación entre mortalidad de los árboles en función del diámetro a la altura del pecho (DAP), donde árboles con DAP mayor se asocian a una menor mortandad y DAP < 30 cm tienen mortandades mucho más altas posterior a un incendio (Woods, 1989; Cochrane y Schulze, 1999; Peres, 1999). El estrato arbustivo en cambio presentó una menor similitud, debido a la alta mortandad de individuos

y posterior instauración de nuevas especies colonizadoras herbáceas y arbustivas (Pickett et al., 1987; Richardson et al., 1994, Cobar-Carranza et al., 2015). Es importante reconocer que las distintas estrategias de adaptación al fuego son las que están representadas en la composición florística actual del Bosque Maulino Costero. Sin embargo, es necesario realizar estudios más detallados a largo plazo, que involucren la dinámica y desarrollo de la vegetación regenerada para entender la complejidad de su funcionamiento y los nuevos patrones que se exhiben posterior al incendio (León et al., 2009).

En general, es posible afirmar que la diversidad beta presentó valores más bajos al comparar la composición de especies entre sitios sometidos al incendio, y valores mayores al comparar sitios no afectados por el incendio. La vegetación previa al incendio era heterogénea con una alta disimilitud entre sitios y con una mayor diversidad de especie tanto para el estrato arbóreo como arbustivo, y posterior al incendio estos sitios sufrieron una transformación, donde la composición de especies se tornó homogénea, con una alta similitud entre la composición de especies y una baja diversidad para ambos estratos. Este hecho está directamente vinculado a los efectos de los incendios, los cuales ocasionan alteraciones significativas de la composición florística, tendiendo a homogenizar el paisaje (Fulé et al., 2003). Este cambio hacia la homogenización del paisaje no solo puede afectar negativamente a la biodiversidad, sino que también puede mantenerse durante un periodo de tiempo considerable aumentando a su vez la probabilidad de incendios grandes y de alta severidad en la zona (White y Vankat, 1993).

El índice de reemplazo de Cody (1993) permitió cuantificar no sólo el reemplazo de especies existente entre una comunidad y otra, sino también el número de especies ganadas y perdidas a través de un gradiente ambiental, en este caso posterior a la ocurrencia de un incendio, donde ciertas características del hábitat promueven la presencia de una determinada especie u otra (Sosa-Escalante, 2000). Según los resultados obtenidos, un menor valor de Cody, en este caso asociado al estrato arbóreo indica un cambio de especies poco considerable (menos especies son ganadas o perdidas), a pesar de existir cambios ambientales importantes post-incendio. Por otro lado, el estrato arbustivo presentó mayores valores para el índice de Cody lo cual se asocia a un mayor recambio en la composición de especies determinado por nuevas condiciones ambientales. Los principales factores ambientales determinantes sobre la composición florística posterior a un incendio son el grado de destrucción de la vegetación post-incendio, la flora de los alrededores, el tamaño y forma de los rodales o fragmentos remanentes, agentes dispersores y los usos previos de la tierra (Fontaine et al., 1980).

Cabe destacar que los valores de diversidad beta previo al incendio según los índices de disimilitud se encuentran en torno a 0,65 en congruencia con lo que ocurre en paisajes templados donde muchos grupos de organismos muestran valores beta más bajos, determinados por la llamada Regla de Rapoport, una de las pocas generalizaciones de la biogeografía ecológica, donde se establece que la diversidad beta es inversamente proporcional al área de distribución promedio (Rapoport, 1982; Stevens, 1989), por lo que especies de zonas templadas tienen una tendencia a tener áreas de distribución más grandes, y por tanto una menor diversidad beta, en contraste a otras especies de zonas tropicales que

poseen áreas de distribución más pequeñas y mayor diversidad beta (Halfpeter y Moreno 2005).

## **II.2 Modificaciones en la composición de especies pre y post incendio.**

Respecto la comparación de la composición de la vegetación pre y post incendio por especies se obtuvo que el estrato arbóreo fue afectado severamente por el incendio, donde la riqueza de especies disminuyó considerablemente entre los años 2014 y 2019. La cobertura media fue muy baja para la mayoría de las especies posterior al incendio, donde el escenario predominante fueron restos de fustes quemados en su totalidad debido al alto grado de afectación del incendio y algunos individuos resistentes al incendio que otorgan una cobertura muy baja en relación con la cantidad de suelo desnudo. La mayoría de las especies arbóreas que componen el Bosque Maulino Costero como adaptación al fuego y otros disturbios promueve un crecimiento secundario, es decir, la regeneración vegetativa de rebrotes de raíces como estrategia de proliferación tras una perturbación (Donoso 1993, 1996; Del Fierro et al., 1998). Dentro de las especies más adaptadas se encuentra la especie *Nothofagus glauca*, la cual posee algunas adaptaciones de resistencia al fuego como la corteza auto podada y exfoliante, y la capacidad de resistir largos períodos secos con fuertes corrientes de aire, donde se dan naturalmente las condiciones para la ocurrencia de incendios forestales (García-Chevesich et al., 2019).

Es importante reconocer que debido a la distribución espacial fragmentada que posee el Bosque Maulino Costero es necesario considerar también las interacciones post fuego asociadas a las dinámicas ecosistémicas de los fragmentos, los cuales están expuestos a procesos invasivos de especies desde la matriz circundante hacia las comunidades remanentes (Pauchard et al., 2006). Por lo que es muy importante conocer las estrategias de adaptación al fuego de la matriz del paisaje correspondiente a las plantaciones exóticas de *Pinus radiata*. Esta especie está altamente adaptada a los incendios, sus frutos compuestos por conos o piñas se abren luego de un golpe de calor y sueltan una gran cantidad de semillas que en condiciones favorables de suelo germinan con facilidad, dando lugar a una abundante regeneración, la cual se efectúa durante el verano u otoño del año siguiente al de la fecundación del cono (McDonald y Laacke, 1990). Otra especie exótica presente en la zona con menor frecuencia es *E. globulus*, considerada como una especie pirófito al ser favorecida por los incendios sobre su crecimiento y regeneración (Mount, 1969).

El estrato arbustivo también presentó una disminución significativa de la riqueza de especies entre los años 2014 y 2019. Las estrategias o adaptaciones más usuales identificadas en terreno fueron activación y germinación del banco de semillas, y el rebrote de individuos de especies preexistentes, en congruencia con lo que se señaló anteriormente (Calvo et al., 2008; Weiguo et al., 2008; Vidal y Reif, 2011). La germinación del banco de semillas fue identificada principalmente para la especie invasora *P. radiata*, la cual actualmente se encuentra en una condición favorable en los ocho sitios muestreados el 2019, donde presenta una cobertura media del 33,3% en una superficie de 25 m<sup>2</sup>, equivalente en promedio a 2,13 plántulas por m<sup>2</sup>. Este hecho, se encuentra vinculado a la presencia de individuos adultos de esta especie introducida en todos los sitios muestreados pre-incendio, debido al histórico

proceso de invasión y fragmentación ocurrido en la zona, lo cual propició el proceso actual de propagación y germinación de semillas. Esta condición es preocupante, debido a la exitosa estrategia de adaptación al fuego de esta especie, se podría conformar un potencial proceso de invasión, conformando una gran amenaza para este ecosistema altamente vulnerable. Los rebrotes de especies preexistentes identificados se asociaron principalmente a rebrotes de raíces para la mayoría de las especies arbóreas nativas. Dentro de estas últimas se destaca la especie *N. glauca* con una cobertura promedio del 28% en una superficie de 25 m<sup>2</sup>, equivalente a 0,66 rebrotes por m<sup>2</sup>. Es importante mencionar que la cantidad de rebrotes por m<sup>2</sup> se asocia a la estructura propia del ecosistema de Bosque Maulino Costero el cual posee una densidad muy heterogénea (Serra et al., 1986). Respecto a las demás especies nativas, se encontró un gran número de especies de tipo arbóreas y arbustivas como *L. apiculata* (arrayán), *C. alba* (peumo), *E. pulverulenta* (corontillo), *A. integrifolia* (corcolén), *G. insana* (hued-hued) y *U. molinae* (murtilla). Estas últimas, dieron cuenta de la recolonización de especies nativas en los sitios muestreados, favorecidas por las condiciones ambientales actuales, con gran cantidad de luz debido a la ausencia de cobertura del estrato arbóreo.

Finalmente es importante destacar que posterior al incendio el estrato arbustivo se convirtió en el estrato dominante, junto con un alto porcentaje de suelo desnudo correspondiente a un 16,88% dentro de las parcelas muestreadas de 25 m<sup>2</sup>. Esta situación debe ser observada con mayor rigurosidad en mayores extensiones del territorio, ya que podría propiciar complejos procesos de erosión a futuro asociados al aumento de la escorrentía superficial en la zona causando un deterioro importante sobre el suelo y el ecosistema (Del Campo y Bernal, 2010). El suelo, un recurso de vital importancia como asiento de vida y sustrato esencial para el desarrollo de vegetación y seres vivos en general, y es el único recurso que puede ser dañado de forma irreversible tras un incendio (WWF, 2014).

### **III. Análisis de la estructura de la vegetación regenerada post-incendio en tres rodales de bosque nativo.**

#### **III.1 Estructura de la vegetación regenerada posterior a un incendio de sexta generación**

Posterior a un incendio de alta severidad los bosques originales se transforman en bosques degradados, los que suele estar dominada por regeneración vegetativa de plantas que permanecieron en el sitio luego del episodio de daño y una menor porción individuos adultos resistentes (Putz y Redford, 2010). Este hecho determina un área basal mínima en los rodales incendiados, por lo que se requiere de otras métricas que permitan caracterizar la vegetación regenerada tales como la abundancia y cobertura en estos ecosistemas.

Respecto a las métricas de diversidad estructural utilizadas para caracterizar la regeneración, se encontró una baja riqueza de especies con un promedio de 6 especies por sitio. Los índices de Shannon Wiener, Simpson e Inverso de Simpson presentaron en general valores cercanos

al mínimo en todos los casos dando cuenta de una baja diversidad. La equitatividad dio cuenta de una mayor variabilidad, determinada por las características propias de ambientes perturbados, donde las poblaciones estarían debajo de sus niveles de equilibrio y más propensas a fluctuar numéricamente en función de la disponibilidad de sus recursos (López y Marone, 1996). Respecto a las curvas de abundancia-diversidad se apreció una forma geométrica, donde existe una especie muy abundante y competitiva, en este caso la especie exótica *P. radiata* la cual ocupa una fracción grande del nicho, y las demás especies deben repartirse una fracción pequeña del espacio restante. Este patrón es característico de estados tempranos de una sucesión o en ambientes desfavorables, en este caso particular posterior a un incendio de alta severidad (Martella et al., 2012). Sumado a los altos valores de proporción de individuos ( $P_i$ ) que obtuvo la especie *P. radiata* dados por la curvas abundancia-diversidad, los datos de abundancia de la especie se encuentran en torno a un promedio estimado de 76.217 individuos por ha, lo cual da cuenta de una evidente invasión de dicha especie exótica en los tres rodales de bosque nativo. Según el informe de incendios emitido por el Centro de Ciencia de Clima y Resiliencia a dos años del incendio de Las Maquinas, la presencia de pino varía entre 3.500 y 300.000 plántulas por hectárea, teniendo en consideración que una plantación forestal, la densidad de plantas de pino, comúnmente, no sobrepasa las 1.250 plantas por hectárea (González et al., 2020).

Las métricas básicas de estructura de dosel dieron cuenta de una homogenización del paisaje, donde la altura media considerando todas las parcelas muestreadas tuvo un valor mediano de 0,82 m, evidenciando la dominancia de un estrato arbustivo homogéneo que incrementa la competencia por los recursos (Bruno et al., 2003). Este está conformado principalmente por rebrotes de especies arbóreas nativas preexistentes y el establecimiento de un gran número de plántulas de especie exóticas de *P. radiata*. La altura media máxima presentó un valor mediano de 4,9 m lo cual da cuenta de la presencia de algunos individuos arbóreos que sobrevivieron al incendio. Cabe destacar que la existencia de estos individuos arbóreos, otorgan una cobertura vegetal media a baja, la cual es favorable para el establecimiento de nuevas especies, ya que niveles intermedios de biomasa propician el incremento en la riqueza de especies y a una competencia moderada (Viedma et al., 2010). No obstante, el escenario imperante, corresponde a amplias zonas desprovistas de cobertura vegetal arbórea lo cual favorece el establecimiento de especies que requieren una mayor cantidad de luz.

La caracterización biofísica del Bosque Maulino Costero dio cuenta de una gran variabilidad topográfica entre los sitios muestreados lo cual influyó directamente sobre la disponibilidad de recursos y generó un escenario de heterogeneidad estructural. Los índices de vigor fotosintético también presentaron variabilidad asociada a la existencia de un dosel de vegetación sano y denso con un bajo porcentaje de suelo desnudo dentro de la superficie de los tres rodales de bosque nativo (50 ha aproximadamente). Pasados dos años del incendio esta alta cobertura vegetal tiene un efecto beneficioso para controlar la erosión y otros procesos de degradación. El coeficiente de variación presentó valores menores a un 20% para los índices NDVI y SAVI, y menores a un 40% para los índices NDRE y GNDVI dando cuenta de una mayor heterogeneidad.

### **III.2 Modelos predictivos de abundancia de una especie exótica *Pinus radiata* y una especie nativa *Nothofagus glauca* post incendio.**

Respecto a los modelos predictivos obtenidos para las especies *P. radiata* y *N. glauca* se logra apreciar una diferencia significativa en la consistencia y precisión de ambos modelos. Cada modelo da cuenta de la capacidad de predecir la abundancia de cada especie a partir de las variables predictoras seleccionadas.

Las variables predictoras obtenidas se asocian tanto a variables continuas como variables discretas. Dentro de las variables continuas se encuentran las variables topográficas, estructura básica de dosel y espectrales, donde se busca extraer la relación que existe entre la posición o estructura del terreno y la vegetación regenerada (Moore et al., 1991). Este tipo de variables intentan describir la vegetación como un continuo asociado a distintos gradientes ambientales, llegando incluso al término de "fitogeomorfología" asociada a la interdependencia de las plantas y los accidentes geográficos (Howard y Mitchell, 1985). Las variables discretas, asociadas a la composición y estructura de la vegetación en un determinado punto, las que también tiende a estar altamente correlacionadas con gradientes ambientales definidos a escalas de paisaje (Moore et al., 1991).

Respecto las variables predictoras de la abundancia de la especie *P. radiata*, la variable topográfica seleccionada fue la distancia vertical a la red hídrica (VDCN), una variable hidrológica estrechamente vinculada a la humedad del suelo, factor determinante para describir una potencial distribución de la vegetación en las áreas forestales (Moore et al., 1988a). La variable espectral seleccionada correspondió al índice de diferencia normalizada de borde rojo (NDRE), este es un potente indicador de la actividad fotosintética que se diferencia de otros índices como el NDVI debido a su alta efectividad para identificar transiciones de la actividad fotosintética, y junto con esto la homogeneidad de la vegetación (Jorge et al., 2019). La variable ecológica correspondiente al índice de equitatividad obtenido con datos de abundancia refleja la dominancia de esta especie sobre todas las demás en la comunidad (Soler et al., 2012). Finalmente, las variables de estructura básica de dosel correspondientes a la altura media y al contraste de las alturas, son variables alométricas asociadas al perfil vertical de la vegetación, estas permiten realizar estimaciones precisas del contenido de carbono y conocer patrones espaciales continuos de distribución de biomasa aérea (Simbaña, 2016).

Las variables predictoras de abundancia de la especie *N. glauca*, fueron la variable ecológica de equitatividad con datos de cobertura y la variable de estructura básica de dosel de altura máxima. La primera se asocia a la dominancia de la cobertura de esta especie sobre todas las demás en la comunidad (Soler et al., 2012) en algunas zonas y la segunda es ampliamente reconocida como una variable predictora de biomasa (Baccini y Asner, 2013; Clark et al., 2011). Estas variables están estrechamente vinculadas a los patrones de distribución espacial de la especie, determinado por su estrategia de regeneración post incendio por rebrotes, encontrándose una mayor densidad de individuos regenerados (mayor cobertura) cercana a individuos adultos resistentes al incendio (con una mayor altura máxima). La distribución

espacial y abundancia de esta especie, no corresponde a un factor azaroso como en el caso de la especie *P. radiata* debido (estrategia de germinación por banco de semillas), sino que se encuentra vinculada a la preexistencia de individuos sobrevivientes al incendio y su propia capacidad de rebrote. Para mejorar la precisión y exactitud de este modelo se sugiere un muestreo sistemático donde se considere exclusivamente la estrategia de adaptación de regeneración de esta especie.

### **III.3 Especialización del modelo predictivo remoto de abundancia de *Pinus radiata* en tres rodales de Bosque Maulino Costero.**

El modelo predictivo remoto para la especie *P. radiata* permitió establecer la distribución espacial y abundancia de dicha especie de forma estandarizada, además presentó un gran potencial de replicación en grandes extensiones de territorio optimizando recursos. La ausencia de variables ecológicas (obtenidas en terreno) y topográficas (con una menor resolución 5x5 m), permitió el uso exclusivo de variables remotas provenientes de imágenes multiespectrales de alta resolución (0,5m).

La desviación explicada del modelo remoto fue de 80,2%, con un error porcentual absoluto (MAPE) de 0.39 y un coeficiente de correlación ( $R^2$ ) de 0,73 entre los resultados del modelo y el conjunto de datos de observados, lo cual indica que se puede predecir de manera confiable las diferencias cuantitativas de la abundancia de la especie *P. radiata*.

La espacialización del modelo predictivo o mapa de abundancia realizado a partir del modelo GAM permitió hacer predicciones de abundancia basadas en las variables ambientales más allá del dominio de los datos del muestreo utilizados para la elaboración del modelo (48 parcelas de 28,3 m<sup>2</sup>). En general, los GAM se pueden utilizar para identificar condiciones óptimas para una especie, usando variables para predecir la probabilidad de que una especie determinada habite en un ambiente particular (o su frecuencia). Los resultados de estos modelos se utilizan comúnmente para interpolar distribuciones de especies a alta resolución dentro de amplias superficies. Las pruebas de modelo y el análisis de sensibilidad también pueden ayudar a identificar como las variables ambientales influyentes y su correspondiente rango de influencia (Drexler y Ainsworth, 2013). En este caso la prueba de sensibilidad o precisión del modelo fue realizada mediante un coeficiente de variación, el que permitió entregar resultados diferenciados por píxel para evaluar el desempeño y la estabilidad del modelo en distintas áreas de los rodales de bosque nativo (Figura 12b).

Una de las principales utilidades del mapa predictor de abundancia de la especie *P. radiata* es la detección temprana de áreas expuestas a la invasión de esta especie exótica, y las condiciones ambientales que posiblemente propician una mayor abundancia de la especie, a partir de información obtenida de fuentes remotas, lo cual disminuye los tiempos de detección y diagnóstico aplicable a amplias extensiones del territorio sometido a similares características (Pauchard y Shea, 2006), en este caso otros rodales de bosque nativo incendiados con alta severidad. Este producto puede proporcionar una herramienta necesaria para capturar patrones y procesos de invasión a escala local, permitiendo evaluar y

comprender las dinámicas e implicancias de este proceso para el ecosistema huésped (Pauchard y Shea, 2006).

#### **IV. Integración multiescalar de la composición y estructura del Bosque Maulino Costero post incendio.**

La integración multiescalar para el entendimiento de procesos ecológicos complejos en niveles superiores de organización es uno de los desafíos más importantes para la ecología, ya que la heterogeneidad ambiental está directamente relacionada con los cambios de escala (Pauchard y Shea, 2006). Este enfoque integral, permite capturar diversos procesos ecológicos posterior a un disturbio, en este caso posterior al incendio Las Maquinas 2017.

##### **IV.1 Proceso de invasión de la especie *Pinus radiata* considerandos múltiples escalas.**

Para efecto de este estudio se utilizaron tres escalas espaciales distintas correspondientes a una escala “global” representada por todos los rodales de Bosque maulino Costero dentro de la superficie del incendio de Las Maquinas, escala “regional” representada por los ocho rodales de bosque nativo (sitios) ubicados en las localidades de Santa Olga y Nirivilo, y escala “local” representada por el estudio en detalle de tres rodales de bosque nativo. Además, se utilizaron distintas escalas temporales donde se consideró la composición de la vegetación pre y post-incendio (2014 y 2019) y la recuperación de la cubierta vegetal en un periodo de tres años desde el año 2017 al 2020.

A escala global, el análisis temporal de la cubierta vegetal de los rodales de bosque nativo sometidos al incendio dio cuenta de un efectivo recubrimiento vegetal de todos sitios quemados y una particular condición de rápida recuperación que concluyó con una cobertura vegetal de similares características para los rodales con un mayor grado de afectación (severidad Alta, Media alta y Media baja) correspondiente a un 87,2% de la superficie del bosque nativo afectado por el incendio. Bajo el contexto de un paisaje altamente fragmentado y considerando la eficiente estrategia de regeneración post incendio de la especie *P. Radiata* omnipresente en la matriz dominante de plantaciones forestales, se podría vincular este hecho a la presencia de un gran número de individuos de dichas especies dado su potencial invasor (PNUD, 2017). En los rodales de bosque nativo afectados fuertemente afectados por el incendio, esta especie estaría contribuyendo a la homogeneización de la cubierta vegetal y la biota a escala “global” (Sax y Gaines, 2003). El rápido crecimiento de las especies invasoras se ve reflejado en el incremento exponencial de la productividad primaria del ecosistema como resultado de combinar dos rasgos fundamentales: una elevada tasa fotosintética y una elevada superficie foliar específica (Vila et al., 2008) durante la primera etapa sucesional post-incendio, suceso evidenciadas en los resultados obtenidos de variables biofísicas (FAPAR y IAF) en la zona entre los años 2017 y 2019.

A escala regional, a partir de los resultados obtenidos de la comparación de la vegetación pre y post-incendio en los ocho rodales de bosque nativo, se evidenció una notable tendencia hacia la homogenización de la composición de especies del estrato arbustivo dado por la alta similitud entre los sitios evaluados posterior al incendio, la presencia de un gran número de plántulas de la especie *P. radiata* inexistentes antes del incendio, y la reducción de la riqueza y abundancia de otras especies nativas. Se presume que una situación similar es la que ocurre en los demás rodales de bosque nativo afectados con severidad “alta”, debido a la preexistencia de individuos adultos de la especie exótica tanto dentro de los rodales como en la matriz dominante previo al incendio, los que resultaron favorecidos por efecto del fuego debido a su estrategia reproductiva, aumentando del tamaño de sus poblaciones (Davis, 2003).

A escala local, según la caracterización de la vegetación regenerada en tres rodales de bosque nativo, es posible vislumbrar un dominio excesivo de la especie *P. radiata* con gran consistencia en el mapa predictor de abundancia de la especie, las curvas de abundancia-diversidad y los bajos valores obtenidos en los índices de diversidad, lo cual pone en evidencia el supuesto planteado anteriormente asociado al desplazamiento de las especies nativas debido al alto nivel de competencia por los recursos que genera la especie invasora (Pauchard y Shea, 2006).

Estas modificaciones de la estructura y composición de la vegetación son consideradas como una de las mayores amenazas para la conservación de este ecosistema, tanto por la incidencia que tienen en los procesos y ciclos ecosistémicos, y en la dinámica del paisaje, como por las retroalimentaciones positivas que generan (en cortos periodos) con el incremento de la susceptibilidad del ecosistema al fuego y con el ingreso de nuevas especies pirófitas (Stohlgren et al., 2001).

#### **IV.2 Impactos de la invasión de *Pinus radiata* sobre el Bosque Maulino Costero**

La invasión de *P. radiata* sobre los rodales remanentes de Bosque Maulino Costero posterior al incendio de Las Maquinas genera diversos impactos a corto, mediano y largo plazo. Según Alaniz et al. (2016) el riesgo de invasión de este ecosistema existía antes del incendio, pero ciertamente este proceso se vio exacerbado posterior a la ocurrencia del incendio del 2017. Actualmente, estos ecosistemas exhiben un grado de amenaza crítico, lo que puede ser más grave si consideramos los incendios forestales en la zona costera de la región del Maule los últimos años. En ese sentido, según González et al. (2020) se estima que un 9% de la superficie de bosque caducifolio perteneciente a los ecosistemas en peligro crítico de amenaza, resultó quemado durante los años 2000 y 2018 pudiendo llevarlos al colapso o extinción (González et al., 2020).

A corto plazo es posible afirmar que ha existido una disminución de las funciones ecológicas del ecosistema huésped, debido a las restricciones que han sufrido las poblaciones de especies nativas a pequeñas áreas, alterando directa o indirectamente la estructura del ecosistema a causa del emplazamiento de un gran número de individuos de *P. radiata* (Pauchard y Shea, 2006). Respecto a las interacciones bióticas posterior al incendio, la expansión y propagación

de pinos afecta negativamente al establecimiento de plántulas o rebrotes, reduciendo la densidad de árboles nativos y especies de sotobosque debido a la disminución de la disponibilidad de luz y el aumento de la competencia por otros recursos vitales (Gill y Williams, 1996).

A mediano plazo, es importante destacar que los requerimientos de esta especie invasora son distintos a los del bosque nativo, por lo que la competencia por la disponibilidad de los recursos será factor fundamental en la sobrevivencia del Bosque Maulino Costero. El agua es considerada uno de los recursos más importantes para la vegetación, por lo que es necesario comparar los requerimientos de la especie invasora y nativa, para cuantificar los impactos, ya que una eficiente captación de agua puede reducir la disponibilidad de agua para todo el ecosistema. La especie *P. radiata* requiere sustancialmente más agua que la vegetación nativa, ya que esta última sufre latencia estacional (Le Maitre et al., 2000; Van Wilgen y Richardson, 2012). En países como Sudáfrica, la introducción de pino y eucalipto generó una disminución del flujo superficial de entre un 55 y 100% después de la introducción de dichas especies (Van Lill et al., 1980; Van Wyk, 1987). Otros recursos altamente vulnerables son la disponibilidad de nutrientes y el pH de suelo, elementos vitales para la vegetación, donde se ha demostrado que la presencia de la especie *P. radiata* altera la disponibilidad de nutrientes y aumenta la acidez del suelo (Scholes y Nowicki, 1998). Esta situación, puede tornarse crítica en un corto periodo de tiempo, propiciando extinciones locales y la consiguiente reducción definitiva de la riqueza de especies dentro del Bosque Maulino Costero (Pauchard y Shea, 2006).

A largo plazo, es posible vislumbrar un impacto en el aumento de frecuencia e intensidad de incendios. La presencia de una gran cantidad de plantas exóticas exacerba la magnitud e intensidad de los incendios, ya que estas especies (incluida *P. radiata*) acumulan una gran cantidad de biomasa, principalmente combustible fino (con un diámetro menor a 2,5 cm) en sus ramas y follaje, los cuales tienen bajo contenido de humedad, una elevada concentración de compuestos volátiles, y tienen un alto poder calorífico, a diferencia de las especies nativas (González et al., 2020) (Figura 13). Cabe destacar, que las características del ecosistema nativo posterior al incendio determinada por el legado biológico (propágulos de especies nativas e invasoras, estructura vegetal sobrevivientes y propiedades de suelo) desempeñan un rol clave en la reorganización y recuperación de los ecosistemas posterior a un disturbio, llegando a determinar la respuesta de la vegetación y los nichos ecológicos para la regeneración, los que a su vez condicionan el mantenimiento o alteración en la diversidad biológica (Franklin et al., 2000). Dichas características, sumadas a los cambios en las condiciones climáticas de Chile central, como temperaturas más elevadas y menor humedad, generan un escenario de incendios más frecuentes, más extensos e intensos (González et al., 2020). Por otro lado, es importante considerar que la especie *P. radiata* proviene de territorios en los que los incendios forestales se presentan de manera frecuente y natural, por lo que poseen adaptaciones reproductivas que les permiten permanecer en los ecosistemas e incluso aumentar su abundancia en ellos después de la ocurrencia de incendios (González et al., 2020).

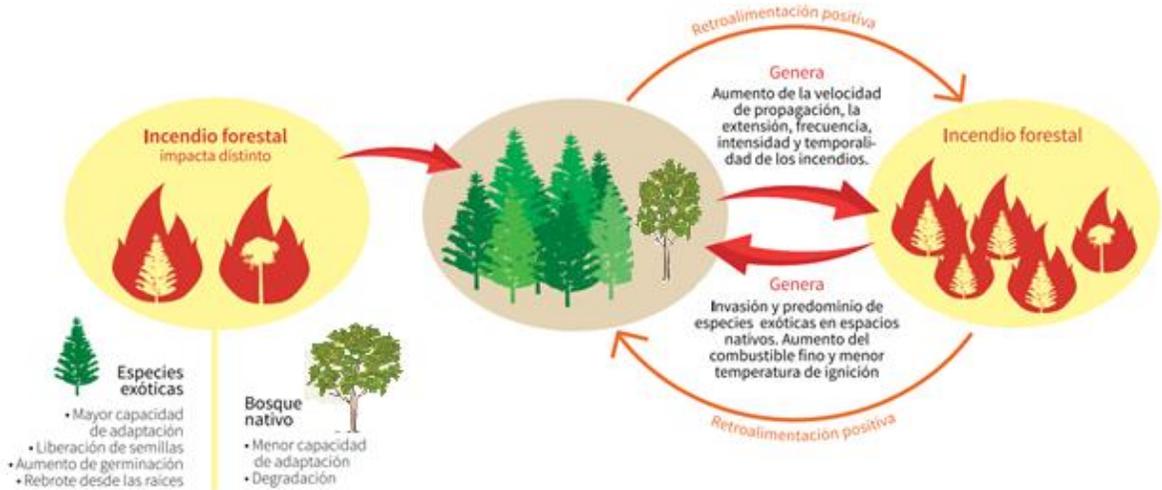


Figura 13. Esquema del proceso de retroalimentación positiva entre invasión de plantas exóticas e incendios forestales. En efecto, el establecimiento de plantas exóticas modifica las propiedades del combustible del ecosistema (aumenta carga de combustible, la proporción de combustible fino y disminuye la temperatura de ignición), generando un nuevo régimen con incendios que propicia una mayor severidad, extensión y propagación. A su vez, este tipo de incendios degradan los ecosistemas nativos haciéndolos más propensos a la invasión debido a las adaptaciones de las especies exóticas altamente efectivas ante el fuego, generando un aumento sustancial y aumento en la probabilidad de permanencia después de los incendios (Modificado González et al., 2020).

## CONCLUSIÓN

En esta investigación se analizaron los cambios en la composición y estructura del Bosque Maulino Costero posterior al incendio de las Maquinas el año 2017. Se realizó un análisis espacio-temporal de los cambios en la cobertura vegetal de bosque nativo posterior al incendio desde febrero del 2017 a febrero del 2020. A partir de este, se obtuvieron cinco modelos lineales mixtos representativos de las variables biofísicas Índice de Área Foliar (IAF), Contenido de clorofila en la hoja (CCC), Contenido de agua en la hoja (CCW), Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa (FAPAR) y Fracción de cobertura vegetal (FVC), los que mostraron una efectiva recuperación de cobertura vegetal o recubrimiento en todos los rodales de bosque nativo pasados tres años del incendio. Se destaca la homogenización de las variables estructurales (FVC, IAF) y funcionales (CCC, CCW y FAPAR) luego de 3 años del incendio para los rodales quemados con los más altos niveles de severidad, siendo esta situación la más representativa en términos de superficie (87,2%) dentro de los rodales de bosque nativo afectados por el incendio.

En la comparación de la composición de las especies pre y post incendio, se dio cuenta de una profunda transformación del ecosistema considerando los estratos arbóreos y arbustivos posteriores a un incendio de sexta generación, donde los principales hallazgos fueron una homogenización en la composición de especies y disminución de la diversidad en general posterior al incendio determinado por la comparación entre sitios. Respecto a la comparación por especies se encontró un deterioro significativo de estrato arbóreo y un recambio de en la composición y abundancia en las especies de estrato arbustivo donde se destaca una gran cantidad de especies nativas con rebrotes y la presencia un gran número de individuos de la especie exótica *P. radiata*.

El análisis de la estructura de la vegetación regenerada post-incendio evidenció la invasión de la especie exótica *P. radiata* mediante las curvas de abundancia-diversidad y la baja diversidad de especies obtenidas mediante los índices evaluados. Se seleccionaron dos especies emblemáticas en la zona correspondientes a la especie exótica invasora *P. radiata* y la especie nativa endémica *N. glauca*, para la elaboración de modelos predictivos de abundancia para cada una. El modelo de la especie *P. radiata* obtuvo un mejor desempeño reflejado en una desviación explicada de un 92,9%, y el modelo de la especie *N. glauca* tuvo un desempeño más deficiente con una desviación explicada entorno a un 32%. Por ende, solo el modelo predictivo de abundancia de *P. radiata* es ampliamente aceptado para generar una buena aproximación y alternativa para el monitoreo de la invasión de esta especie exótica a nivel local e incluso a mayor escala. La implementación del modelo predictivo remoto de *P. radiata* obtenido obtuvo una desviación explicada de 80,2% siendo una poderosa herramienta para la detección temprana del proceso invasivo. Este modelo y mapa de abundancia posee un gran valor debido a que existen poco o nulos estudios que hayan capturado este tipo de patrones y procesos.

## BIBLIOGRAFIA

Agee, J. 1993. Fire Ecology of Pacific Northwest Forests. Washington D.C, USA: Island Press, 505 p.

Aguayo, M.; A. Pauchard; G. Azócar y O. Parra. 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX: Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista chilena de historia natural*, 82(3): 361-374.

Alaniz, A. J.; M. Galleguillos y J. F. Pérez-Quezada. 2016. Assessment of quality of input data used to classify ecosystems according to the IUCN Red List methodology: The case of the central Chile hotspot. *Biological Conservation*, 204: 378–385.

Anderson, K. and K. Gaston. 2013. Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Ecological Society of America*, 11(3): 138-146.

Arroyo, M. T.; P. A. Marquet; C. Marticorena; L. A. Cavieres; F. A. Squeo; J. A. Simonetti Zambelli y F. Massardo. 2006. Diversidad de ecosistemas, ecosistemas: El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación terrestres Biodiversidad en Chile: Patrimonio y Desafíos. [En línea]. Recuperado en: <<http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/120068>> Consultado el: 12 de junio de 2019.

Baccini, A. and G. Asner. 2013. Improving pantropical forest carbon maps with airborne LiDAR sampling. *Carbon Management*, 4(6): 591-600.

Billings, R. y J. Espino. 2005. El Gorgojo Descortezador del Pino (*Dendroctonus frontalis*) en Centroamérica: Cómo reconocer, prevenir y controlar plagas. [En línea]. Recuperado en: <<https://www.barkbeetles.org/centralamerica/0605s.html>> Consultado el: 15 de octubre de 2019.

Bozkurt, D.; M. Rojas; J. Boisier and J. Valdivieso. 2018. Projected hydroclimate changes over Andean basins in central Chile from downscaled CMIP5 models under the low and high emission scenarios. *Climatic Change*, 150(3-4): 131–147.

Bowman, D.; A. Moreira; C. Kolden; R. Chavez; A. Muñoz; F. Salinas; A. González; R. Rocco; F. Barrera; G. Williamson; N. Borchers; L. Cifuentes; J. Abatzoglou and F. Johnston. 2018. Human–environmental drivers and impacts of the globally extreme 2017 Chilean fires. *Ambio*, 48(1): 350–362.

- Bruno, J.; J. Stachowicz. and M. Bertness. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology & Evolution*, 18: 119-125.
- Burger, N. 2020. Incendios del 2017 en la Región del Maule: Efectos sobre los bosques nativos fragmentados a distintas escalas espaciales. Tesis de Magister. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- Bustamante, R.; J. Simonetti; A. Grez y J. San Martín. 2005. Fragmentación y dinámica de regeneración del bosque maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras. Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile, 555-564.
- Calvo, L.; S. Santalla; L. Valbuena; E. Marcos; R. Tárrega; L.E. Calabuig. 2008. Post-fire natural regeneration of a *Pinus pinaster* forest in NW Spain. *Plant Ecology*, 197: 81-90.
- Carvajal, M. y A. Alaniz. 2019. Incendios forestales en Chile central en el siglo XXI: impacto en los remanentes de vegetación nativa según categorización de amenaza y recuperación de cobertura. Biodiversidad y Conservación de los Bosques Costeros de Chile. Editorial Universidad de Los Lagos, 487-504.
- Castillo, I. y M. Galleguillos. 2018. Proyecto integrativo de incendios: Evaluación de los incendios ocurridos en el periodo enero-febrero 2017 en Chile. [Correo electrónico]. Santiago: Laboratorio de Monitoreo y Modelación de Ecosistemas, Universidad de Chile, proyecto FONDAP 15110009. Recuperado en:<castillo.ivan.r@gmail.com> Consultado el: 20 diciembre de 2018.
- Ceballos, A. y M. Galleguillos. 30 de octubre de 2018. Bases de datos vegetación 2014. [Correo electrónico]. Santiago: Laboratorio de Monitoreo y Modelación de Ecosistemas, Universidad de Chile, proyecto FONDAP 15110009. Recuperado en: <aceballos@ug.uchile.cl> Consultado el: 20 de diciembre de 2018.
- Chuvieco, E. 2009. Detección y análisis de incendios forestales desde satélites de teledetección. *Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 103(1): 173-181.
- Chuvieco, E.; L. Gielio and C. Justice. 2008. Global characterization of fire activity: toward defining fire regimes from Herat observation data. *Global Change Biology*, 14: 1-15.
- Chuvieco, E. y O. Viedma. 1994. Cartografía y evaluación de daños causados por incendios forestales mediante técnicas de teledetección: El ejemplo de la hoya de Buñol (Valencia). AITIM Boletín de Información Técnica, 167: 60-66.

CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales). 2010. Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos de Chile: Región del Maule. Síntesis de Resultados. [En línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <<http://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/123456789/2210>> Consultado el: 5 de marzo de 2019.

Clark, M.; D. Robert; J. Ewel and D. Clark. 2011. Estimation of tropical rain forest aboveground biomass with small-footprint LiDAR and hyperspectral sensors. *Remote Sense for Environment*, 115(11): 2931-2942.

Cóbar-Carranza, A.; R. García; A. Pauchard y E. Peña. 2015. Efecto de la alta temperatura en la germinación y supervivencia de semillas de la especie invasora *Pinus contorta* y dos especies nativas del sur de Chile. Valdivia. *Bosque* , 36(1): 53-60.

Cochrane, M. 2003. Fire science for rainforests. *Nature*, 421: 913-919.

Cochrane, M. and M. Schulze. 1999. Fire as a recurrent event in a tropical forest of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica*, 31: 2–16.

CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2017. Análisis de la Afectación y Severidad de los Incendios Forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y La Araucanía de Chile. [En línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <[http://www.conaf.cl/tormenta\\_de\\_fuego-2017/INFORME-AFECTACION-Y\\_SEVERIDAD-DE-INCENDIOS-FORESTALES-VERANO-2017-SOBRE-ECOSISTEMAS-VEGETACIONALES-CONAF.pdf](http://www.conaf.cl/tormenta_de_fuego-2017/INFORME-AFECTACION-Y_SEVERIDAD-DE-INCENDIOS-FORESTALES-VERANO-2017-SOBRE-ECOSISTEMAS-VEGETACIONALES-CONAF.pdf)> Consultado el: 20 de abril de 2019.

CONAF (Corporación Nacional Forestal). s/f. Informe de Riesgo de Ocurrencia de Incendios Forestales en la comuna de Constitución. [En línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <[http://www.conaf.cl/wp-content/files\\_mf/1510588890PPCIFConstitucion.pdf](http://www.conaf.cl/wp-content/files_mf/1510588890PPCIFConstitucion.pdf)> Consultado el: 25 de abril de 2019.

Condit, R.; P. Ashton; S. Bunyavejchewin; H. Dattaraja; S. Davies; S. Esufali; C. Ewango; R. Foster; I. Gunatilleke; C. Gunatilleke; P. Hall; K. Harms; T. Hart; C. Hernandez; S. Hubbell; A. Itoh; S. Kiratiprayoon; J. Lafrankie; S.L. de Lao; J.R. Makana; M.N. Noor; A.R. Kassim; S. Russo; R. Sukumar; C. Samper; H.S. Suresh; S. Tan; S. Thomas; R. Valencia; M. Vallejo; G. Villa and T. Zillio. 2006. The importance of demographic niches to tree diversity. *Science*, 313: 98–101.

Connell, J. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199: 1302-1310.

Cui, S. and K. Zhou. 2017. A comparison of the predictive potential of various vegetation indices for leaf chlorophyll content. *Earth Science Informatics*, 10(2): 169-181.

Davis. M. 2003. Biotic globalization: does competition from introduced species threatens biodiversity. *Bioscience*, 53:481-489.

Del Campo, Á. y F. Bernal. 2010. Incendios de cobertura vegetal y biodiversidad: una mirada a los impactos y efectos ecológicos potenciales sobre la diversidad vegetal. *El hombre y la máquina*, (35): 67-81.

Del Fierro, P.; L. Pancel; H. Rivera y J.C. Castillo. 1998. Experiencia Silvicultural del Bosque nativo de Chile. [En línea]. Santiago, Chile. Recuperado en:<<http://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/123456789/10700>> Consultado el: 15 de abril de 2019.

DGA (Dirección General de Aguas). 2004. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad cuenca del río Maule. [En línea]. Santiago, Chile. Recuperado en:<<https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/12/Maule.pdf>> Consultado el: 25 de abril de 2019.

Donoso, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina, variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria, Santiago.

Donoso, C. 1996. Ecology of Nothofagus Forests in Central Chile. pp. 271-292. En: The Ecology and Biogeography of Nothofagus Forests, Veblen, T.T., Hill, R.S. and J. Read (eds). Yale University Press, Michigan, USA.

Drexler, M. and C. Ainsworth. 2013. Generalized additive models used to predict species abundance in the Gulf of Mexico: An ecosystem modeling tool. *PLoS ONE*, 8(5): 271-292.

Echeverría, C.; D. Coomes; J. Salas; J. Rey-Benayas; A. Lara and A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological conservation*, 130(4): 481-494.

Engstrom, T. 2010. First-order fire effects on animals: Review and recommendations. *Fire Ecology*, 6(1): 115-130.

EUCP (European Union Civil Protection Mechanism). 2017. Situación de incendios forestales en Chile entre enero-febrero 2017. [En línea]. Chile. Recuperado en:

<<https://www.camara.cl/pdf.aspx?prmID=98604&prmTIPO=DOCUMENTOCOMISION>>  
Consultado el: 25 de abril de 2019.

Filipponi, F.; Valentini, E.; Xuan, A.; Guerra, C.; Wolf, F.; Andrzejak, M. and Taramelli, A. 2018. Global MODIS Fraction of Green Vegetation Cover for Monitoring Abrupt and Gradual Vegetation Changes. *Remote Sensing*, 10(4): 653.

Fontaine, R.; A. Gómez-Pompa y B. Ludlow. 1980. Sucesiones secundarias. En: UNESCO, UNEP y FAO (eds.) Ecosistemas de los bosques tropicales: Informe sobre el estado de conocimientos. Serie de Investigaciones sobre los Recursos Naturales XVI. Madrid, España.

Fox, J. y S. Weisberg. 2019. An R Companion to Applied Regression , Tercera edición. Salvia, Thousand Oaks CA. R package version 3.0-7.

Franklin, J.F.; D.B. Lindenmayer; J.A. MacMahon; J. A McKee; D.A. Magnuson; R. Perry; D. Waide and A. Foster. 2000. Threads of continuity: ecosystem disturbance, recovery, and the theory of biological legacies. *Conservation Biology in Practice*, 1(1):8-16.

Fulé, P.; Z. Crouse; J. Heinlein; E. Moore; T. Covington and A. Verkamp. 2003. Mixed-severity fire regime in a high-elevation forest of Grand Canyon, Arizona, USA. *Landscape Ecology*, 18(5): 465-486.

Gajardo, R. 1994. La vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

García-Chevesich, P.; E. Martínez; A. García; M. Castillo; R. Garfías; D. Neary and C. Magni. 2019. Formation of post-fire water repellent layers on *Nothofagus glauca* (Hualo) forests, after the historical “Las Maquinas” wildfire in south-central Chile. *American Journal of Environmental Sciences*, 15 (1): 1-6.

Garraud, R. 2011. Cambio Climático: Bases Físicas e Impactos en Chile. *Revista Tierra Adentro*, 93(2): 1-14.

Genuer, R.; J.M. Poggi and C. Tuleau-Malot. 2015. VSURF: An R package for variable selection using random forests. *The R Journal* 7(2):19-32. R package version (1.1.0).

Gill, A and J. Williams. 1996. Fire regimes and biodiversity: the effects of fragmentation of southeastern Australian eucalypt forests by urbanization, agriculture and pine plantations. *Forest Ecology and Management*, 85(1-3): 261-278.

González, M.; M. Amoroso; A. Lara; T. Veblen; C. Donoso; T. Kitzberger; I. Mundo; A. Holz; A. Casteller; J. Paritsis; A. Muñoz; M. Suárez y A. Promis. 2014. Ecología de Disturbios y su Influencia en los Bosques Templados de Chile y Argentina. (cap. 12). pp. 411-488. En: Donoso, C y González, M (Eds.). Ecología Forestal Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile. Valdivia, Chile: Universidad Austral de Chile.

González, M.E.; R. Sapiains; S. Gómez-González; R. Garreaud; A. Miranda; M. Galleguillos; M. Jacques; A. Pauchard; J. Hoyos; L. Cordero; F. Vásquez; A. Lara; P. Aldunce; V. Delgado; Arriagada, A.M. Ugarte; A. Sepúlveda; L. Farías; R. García; R. Rondanelli; R. Ponce; F. Vargas; M. Rojas; J.P. Boisier; C. Carrasco; C. Little; M. Osses; C. Zamorano; I. Díaz-Hormazábal; A. Ceballos; E. Guerra; M. Moncada y I. Castillo. 2020. Incendios forestales en Chile: causas, impactos y resiliencia. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2, Universidad de Chile, Universidad de Concepción y Universidad Austral de Chile.

Gutsell, S. and E. Johnson. 1996. How fire scars are formed: coupling a disturbance process to its ecological effect. *Canadian Journal of Forest Research*, 26: 166-174.

Halfpeter, G. y C. Moreno. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. SEA CONABIO. [En línea]. , Zaragoza, España. Recuperado en: <[http://sea-entomologia.org/PDF/M3M4/005\\_018\\_01\\_Significado.pdf](http://sea-entomologia.org/PDF/M3M4/005_018_01_Significado.pdf)> Consultado el: 2 de agosto de 2019.

Hansen, A.J.; R. DeFries and W. Turner. 2004. Land Use Change and Biodiversity: A Synthesis of Rates and Consequences during the Period of Satellite Imagery. *Springer Verlag*, 277-299.

Hart, S. 1998. Beetle mania: an attraction to fire. *BioScience*, 48: 3-5.

Haugaasen, T.; J. Barlow and C. Peres. 2003. Surface wildfires in central Amazonia: Short-term impact on forest structure and carbon loss. *Forest Ecology and Management*, 179: 321-331.

Holdsworth, A. and C. Uhl. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecology Apply*, 7: 713-725.

Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 1-23.

Hothorn, T.; F. Bretz, y P. Westfall. 2008. Inferencia simultánea en modelos paramétricos generales. *Biometrical Journal*, 50 (3): 346–363.

Howard, J. A. and C.W. Mitchell. 1985. *Phylogeomorphology*, John Wiley and Sons, New York, New York. 222 pp.

Hubbell, S.P.; R.B. Foster; S.T. O'Brien; K.E. Harms; R. Condit; B. Wechsler; S.J. Wright and S.L. Lao. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science*, 283: 554–557.

Ilustre Municipalidad de Constitución. 2016. Actualización Plan de Desarrollo Comunal 2016-2019. [En línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <<http://www.constitucion.cl/wp-content/uploads/2016/07/Actualizaci%C3%B3n-PLADECO-Constituci%C3%B3n-1.pdf>> Consultado el: 27 de abril de 2019.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. [En línea]. Ginebra, Suiza. Recuperado en: <[https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4\\_syr\\_sp.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_sp.pdf)> Consultado el: 26 de agosto de 2019.

Jorge, J.; M. Vallbé and J.A. Soler. 2019. Detection of irrigation inhomogeneities in an olive grove using the NDRE vegetation index obtained from UAV images. *European Journal of Remote Sensing*, 52(1): 169-177.

Kindt, R and R. Coe. 2005. *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF).

Kinnaird, M. and T. O'Brien. 1998. Ecological effects of wildfire on lowland rainforest in Sumatra. *Conservation Biology*, 12 (5): 954-956.

Lambin, E.; B. Turner; H.S. Geist; B. Agbola and A. Angelsen. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 11: 261-269.

Leal, C. y M. Galleguillos. 2019. Bases de datos vegetación 2019. [Correo electrónico]. Santiago: Laboratorio de Monitoreo y Modelación de Ecosistemas, Universidad de Chile, proyecto FONDAP 15110009. Recuperado en: <[mgalleguillos@renare.uchile.cl](mailto:mgalleguillos@renare.uchile.cl)> Consultado el: 1 de mayo de 2019.

Le Maitre, D.; D. Versfeld y R. Chapman. 2000. The impact of invading alien plants on surface water resources in South Africa: a preliminary assessment. *Commission*, 26: 397–408.

Lema, A. 1979. Medición de áreas. (cap. 3). En: Introducción a la dasometría. Medellín, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.

León, J.; G. Vélez y A. Yepes. 2009. Estructura y composición florística de tres robledales en la región norte de la cordillera central de Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 57(4): 1165-1182.

Lloret, F. and M. Vila. 2003. Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean woodlands. *Journal of Vegetation Science*, 14: 387-398.

López, J. y L. Marone. 1996. Efectos de la riqueza y de la equitatividad sobre los valores de diversidad en comunidades de aves. *Ecología*, (10): 447-455.

Luebert, F y P. Pliscoff. 2016. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Segunda edición. Editorial Universitaria, Santiago.

Magurran, A. 1988. Ecological diversity and its measurement. New Jersey: Princeton University Press. 179 pp.

Martella, M.; E. Trumper; L. Bellis; D. Renison; P. Giordano; G. Bazzano y R. Gleiser. 2012. Manual de Ecología. Evaluación de la biodiversidad. *Reduca Biología*, 5(1).

McDonald, P. and R. Laacke. 1990. *Pinus radiata* D. Don. En: Burns, R.M., Honkala, B.H. (eds.), Silvics of North America: 1. Conifers. pp. 433-441. Forest Service. United Gayana Bot. 74(2).

McWethy, D.; A. Pauchard; R. García; A. Holz; M. González; T. Veblen and B. Currey. 2018. Landscape drivers of recent fire activity (2001-2017) in south-central Chile. *PloS one*, 13(8).

Miranda, A.; A. Altamirano; L.Cayuela; A. Lara and M. González. 2017. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*, 17(1): 285–297.

MMA (Ministerio de Medio Ambiente). 2018. Determinación del Servicio Ecosistémico de Purificación del Aire en el Área del Proyecto GEF Montaña. Estudio encargado a: Dr.

Marcelo Miranda, Dr. Cynnamon Dobbs, Magdalena Olave & Pilar Olave. Departamento de Ecosistema y Medio Ambiente, Pontificia Universidad Católica de Chile. Financiado por: Proyecto GEFSEC ID 5135 MMA - ONU Medio Ambiente. Santiago, Chile. 60pp

MMA(Ministerio de Medio Ambiente). s/f. Ficha de Antecedentes de la especie: *Nothofagus glauca*. [En línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <[http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/fichas7proceso/fichas\\_pac/Nothofagus\\_glauca\\_P07.pdf](http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/fichas7proceso/fichas_pac/Nothofagus_glauca_P07.pdf)>Consultado el: 5 de abril de 2019.

Moore, I.D.; R.B. Grayson and A.R. Ladson. 1991. Digital Terrain Modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological processes*, 5: 3-30.

Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Zaragoza, España: Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA) i, 81pp.

Moreno, J. 2007. Cambio global e incendios forestales: una visión desde España. In: 4a Conferencia Internacional sobre Incendios Forestales. Sevilla.

Mougin, E.; V. Demarez; M. Diawara; P. Hiernaux; N. Soumaguel and A. Berg. 2014. Estimation of LAI, fAPAR and fCover of Sahel rangelands (Gourma, Mali). *Agricultural and Forest Meteorology*, 198-199(C): 155-167.

Mount, A. 1969. Eucalipt ecology as related to fire. Proceedings Tall Timbers Fire Ecology Conference 9. Tallahassee, Florida. 75-108 pp.

Oksanen, J.; G. Blanchet; M. Friendly; R. Kindt; P. Legendre; D. McGlenn; P. Minchin; R.B. O'Hara; G. Simpson; P. Solymos; H. Stevens; E. Szoecs and H. Wagner. 2019. Community Ecology Package. R package version 2.5-6

Pauchard, A.; M. Aguayo y P. Alaback. 2006. Cuantificando la fragmentación del paisaje: las métricas y sus significados ecológicos. En: A. Grez, J. Simonetti & R. Bustamante (eds.), Biodiversidad en Ambientes Fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

Pauchard, A. and K. Shea. 2006. Integrating the study of non-native plant invasions across spatial scales. *Biological invasions*, 8(3): 399-413.

Peres, C. A. 1999. Ground fires as agents of mortality in a central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, 15: 535-541.

Perry DA. 1994. Forest ecosystems. Johns Hopkins University Press, 649.

- Peterson, GD.; C.R.Allen and C.S. Holling. 1998. Ecological resilience, biodiversity and scale. *Ecosystems*, 1: 6-18.
- Pickett, S.; S.L. Collins y J.J. Armesto.1987. Modelos, mecanismos y vías de sucesión. *The Botanical Review*, 53 (3): 335-371.
- Pielou, E. 1975. Ecological diversity. New York, Estados Unidos: John Wiley & Sons, Inc, 165 pp.
- Pinard, M. and J. Huffman. 1997. Fire resistance and bark properties of trees in a seasonally dry forest in Eastern Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*, 1:727-740.
- Pinard, M.; F. Putz and J. Licona. 1999 Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. *Forest Ecology and Management*, 116: 247-252.
- Pinheiro, J.; D. Bates; S. DebRoy; D. Sarkar y R Core Team. 2020 . nlme: Modelos de efectos mixtos lineales y no lineales . Paquete R versión 3.1-147.
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2017. Catálogo de las especies exóticas asilvestradas/ naturalizadas en Chile. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) Universidad de Concepción, Proyecto GEF/MMA/PNUD Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras: Proyecto Piloto en el Archipiélago de Juan Fernández. Santiago de Chile. 61 pp.
- Putz, F. and K. Redford. 2010. Importance of Defining “Forest”: Tropical Forest Degradation, Deforestation, Long-term Phase Shifts, and Further Transitions. *Biotropica*, 42(1): 10–20.
- Rapoport, E. 1982. Areography: Geographical Strategies of Species. Pergamon Press, Oxford.
- Richardson, D.M.; P.A. Williams y R.J. Hobbs. 1994. Pine invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invadability. *Journal of Biogeography*, 21: 511-527.
- Rodríguez, E. 1972. Clasificación Climática De Wilhelm Köppen. 3a. ed. Santiago: Universidad De Chile, Facultad De Agronomía.
- Russell, V. 2016. Medios por mínimos cuadrados: el paquete R significa. *Journal of Statistical Software*, 69 (1): 1-33.

Sax, D and S. Gaines. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 561–566.

Schimmel, J y A. Granstrom. 1996. Gravedad del fuego y respuesta de la vegetación en el bosque boreal sueco. *Ecología*: 77 (5): 1436-1450.

Scholes M. and T. Nowicki. 1998 Effects of pines on soil properties and processes. In: Ecology and Biogeography of Pinus. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 341–50 pp.

Schwilk, D. 2006. Tree mortality from fire and bark beetles following early and late season prescribed fires in Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Forest Ecology and Management*, 232: 36-45.

Serra, M.; R. Fajardo y A. Cabello. 1986. Ficha técnica de especies amenazadas: *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser, Hualo (Fagaceae) especie vulnerable. Programa de Protección y Recuperación de la Flora de Chile, CONAF/UCH, Santiago.

Simbaña, P. 2016. Geografía del campo del carbono en alta resolución en bosques tropical amazónico del ecuador mediante sensores aerotransportados. Tesis Doctoral. Madrid, España: Departamento de Ingeniería Topográfica y Cartografía, Universidad Politécnica de Madrid. 177h.

Soler, P.; J. Berroterán; J. Gil and R. Acosta. 2012. Índice valor de importancia, diversidad y similaridad florística de especies leñosas en tres ecosistemas de los llanos centrales de Venezuela. *Agronomía Trop*, 62(1-4): 25-37.

Sosa-Escalante, J. 2000. Valoración y seguimiento de la biodiversidad: Implicaciones en conservación y manejo. Conservación y manejo de vida silvestre: vertebrados del trópico de México. Unidos para la Conservación-Sierra Madre, Dirección General de Vida Silvestre, INE-SEMARNAP, CONABIO, USFWS, UADY. México, 49-67.

Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 375-391.

Stevens, G. 1989. The latitudinal gradient in geographic range: how so many species coexist in the tropics. *The American Naturalist*, 113: 240-256.

Stohlgren, T.; Y. Otsuki; C. Villa; M. Lee and J. Belnap. 2001. Patterns of plant invasions: A case example in native species hotspots and rare habitats. *Biological Invasions*, 3(1): 37-50.

- Taiyun, W. y S. Viliam. 2017. Paquete R "corrplot": Visualización de una matriz de correlación. Versión 0.84.
- Uhl, C. and J. Kauffman. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. *Ecology*, 71: 437-449.
- Urrutia-Jalabert, R.; M. González; Á. González-Reyes; A. Lara and R. Garraud. 2018. Climate variability and forest fires in central and south-central Chile. *Ecosphere*, 9(4): e02171.
- Van Lill, W.; F. Kruger and D. Van Wyk. 1980. The effect of afforestation with *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden and *Pinus patula* Schlecht. et Cham. On streamflow from experimental catchments at Mokobulaan. *Transvaal. J. Hydrol*, 48: 107–18.
- Van Wilgen, B. and D. Richardson. 2012. Three centuries of managing introduced conifers in South Africa: benefits, impacts, changing perceptions and conflict resolution. *Environ Manage*. 106: 56–68.
- Van Wyk, D. 1987. Some effects of afforestation on streamflow in the Western Cape Province, South Africa. *Water SA*, 14: 31–6.
- Viedma, O.; I. Torres y J. Moreno. 2010. Estimación de la riqueza total de especies en una zona quemada un año después del fuego mediante QUICKBIRD. Universidad de Alcalá. España.
- Vidal, O.J. and A. Reif. 2011. Effect of a tourist-ignited wildfire on *Nothofagus pumilio* forests at Torres del Paine biosphere reserve, Chile (Southern Patagonia). *Bosque*, 32: 64-67.
- Vila, M.; F. Valladares; A. Traveset; L. Santamaría y P. Castro. 2008. Invasiones biológicas. Madrid. Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Weiss, M and F. Baret. 2016. Sentinel2 ToolBox Level2 Products algorithms. European Space Agency. 1-53 pp.
- Weiguo, S.; C. Sha and L. Guangi. 2008. Dynamics of leaf area index and canopy openness of three forest types in a warm temperate zone. *Frontiers of Forestry in China*, 3: 416-421.
- White, P. 1979. Pattern, process and natural disturbance in vegetation. New York, USA. *Botanical Review*, 45: 229–299.

White, P and S. Bratton. 1980. After preservation: the philosophical and practical problems of change. *Biological Conservation*, 18: 241-255.

White, M. and A. Vankat. 1993. Middle and high elevation coniferous forest communities of the North Rim region of Grand Canyon National Park, Arizona, USA. *Vegetation*, 109(2): 161-174.

Whittaker, R. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxón*, 21(2/3): 213-251.

Woods, P. 1989. Effects of logging, drought, and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica*, 21: 290-298

Wood, S. 2019. Mgcv: Mixed GAM Computation Vehicle with Automatic Smoothness Estimation. R package version 1.8-31.

WWF. 2014. Los bosques después del fuego. Análisis de WWF sobre la necesidad de restaurar para reducir la vulnerabilidad de los bosques. Madrid, España.

Yan, Y. 2016. MLmetrics: Machine Learning Evaluation Metrics. R package version 1.1.1.

Yee, T. W. and N.D. Mitchell. 1991. Generalized additive models in plant ecology. *Journal of vegetation science*, 2(5): 587-602.

Zambrano-Bigiarini, M. 2014. hydroGOF: Goodness-of-fit functions for comparison of simulated and observed hydrological time series. R package version 0.3-8.

Zedler, P.; C. Gautier and G. McMaster. 1983. Vegetation change in response to extreme events: the effects of a short interval between fires in California Chaparral and coastal scrub. *Ecology*, 64 (4): 809-818.

Zhang, J.; J. Hu; J. Lian; Z. Fane; X. Ouyang and W. Ye. 2016. Seeing the forest from drones: Testing the potential of lightweight drones as a tool for long-term forest monitoring. *Biological Conservation*, 198: 60–69.

Zhang, J.; S.M. Huang and F.L. He. 2015. Half-century evidence from western Canada shows forest dynamics are primarily driven by competition followed by climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112 (13): 4009-4014.

Zhao, Y.; D. Feng; L. Yua; X. Wang; Y. Chen; H.J. Hernández; M. Galleguillos; C. Estades; G. Biging; J. Radke and P. Gong. 2016. Detailed dynamic land cover mapping of Chile:

accuracy improvement by integrating multi-seasonal land cover data. *Remote Sensing of Environment*, 183: 170–185.

Zvoleff, A. 2020. Calculate Textures from Grey-Level Co-Occurrence Matrices (GLCMs). R package version 1.6.5.

## ANEXOS

### Anexo 1. Normalized Burn Ratio

$$NBR = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR}$$

### Anexo 2. Difference Normalized Burn Ratio

$$dNBR = NBR_{pre-incendio} - NBR_{post-incendio}$$

### Anexo 3. Niveles de Severidad según índice dNBR.

Grado de Severidad	Rango dNBR
Alto crecimiento de la vegetación	< - 0,24
Bajo crecimiento de la vegetación	- 0,25 a - 0,9
No quemado	- 0,1 a 0,9
Severidad baja	0,1 a 0,25
Severidad moderadamente baja	0,26 a 0,43
Severidad moderadamente alta	0,44 a 0,65
Severidad alta	> 0,66

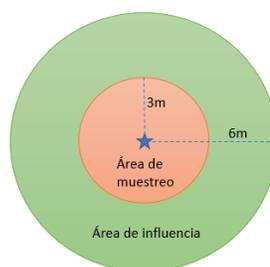
Fuente: Modificado de Castillo y Galleguillos, 2018.

## APÉNDICES

### Apéndice 1. Diseño Muestreo en Terreno



### Apéndice 2. Área de muestreo y Área de influencia



### Apéndice 3. Grado de severidad de sitios muestreo de vegetación 2014 correspondientes a Bosque Maulino Costero.

Sitio	Grado de severidad	Dnbr	Coordenadas N	Coordenadas E
NF01	Alta	1,07	745503	6070065
NF02	Alta	0,83	762600	6065031
NF03	Media alta	0,44	745757	6075573
NF04	Alta	0,84	745773	6070885
MF01	Alta	0,81	749824	6069125
MF02	Alta	0,81	751687	6074925
MF03	Alta	0,95	747383	6071879
MF04	Alta	0,89	752291	6070222

**Apéndice 4. Matriz de presencia/ ausencia para el estrato arbóreo.**

Especie	NF01_2014	NF02_2014	NF03_2014	NF04_2014	MF01_2014	MF02_2014	MF03_2014	MF0_2014	NF01_2019	NF02_2019	NF03_2019	NF04_2019	MF01_2019	MF02_2019	MF03_2019	MF04_2019
<i>Nothofagus glauca</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cryptocarya alba</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gevuina avellana</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinus radiata</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
<i>Eucalyptus globulus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Litrea caustica</i>	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luma apiculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peumus boldus</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nothofagus obliqua</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

**Apéndice 5. Matriz de presencia/ ausencia para el estrato arbustivo.**

Especie	NF01-14	NF02-14	NF03-14	NF04-14	MF01-14	MF02-14	MF03-14	MF04-14	NF01-19	NF02-19	NF03-19	NF04-19	MF01-19	MF02-19	MF03-19	MF04-19
<i>Nothofagus glauca</i>	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pinus radita</i>	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Azara integrifolia</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Teline monspessulana</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
<i>Lapageria rosea</i>	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ribes punctatum</i>	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Escallonia pulverulenta</i>	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
<i>Aristotelia chilensis</i>	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gaultheria insana</i>	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0
<i>Ugni molinae</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Sophora macrocarpa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lomatia hirsuta</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Podantus mitiqui</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Litraea caustica</i>	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Eucalyptus globulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Peumus boldus</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Luma apiculata</i>	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Kageneckia oblonga</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C.cheiranthoides</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Maytenus boaria</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cryptocarya alba</i>	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Viola portalesia</i>	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myoschilos oblongum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>schinus sorpresa</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Citronella mucronata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Azorella spinosa</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Adesmia sp.</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gochnatia foliolosa</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>B. rhomboidalis</i>	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Adesmia elegans</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Teucrium bicolor</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lardizabala biternata</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rosa sp</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muehlenbeckia hastulata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Podocarpus salignus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schinus montanus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cissus striata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dioscorea bryoniifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

**Apéndice 6. Resumen muestreos de vegetación arbórea por especies 2014-2019.**

Especie	Origen	Cobertura por parcela (Media ± S)		N° de Arboles vivos por parcela (Media ± S)		Densidad por parcela		N° total arboles		Área basal por parcela	
		2014	2019	2014	2019	2014	2019	2014	2019	2014	2019
		%				n°·225m <sup>-2</sup>				m <sup>2</sup>	
<i>Nothofagus glauca</i>	N	61,63 ± 10,45	18,13 ± 24,4	38,75 ± 34,54	20,5 ± 15,11	0,172	0,091	310	164	357,01	192,44
<i>Cryptocarya alba</i>	N	2,13 ± 3,36	0	0,375 ± 0,52	0,125 ± 0,35	0,002	0,001	3	1	0,52	0,002
<i>Gevuina avellana</i>	N	0,5 ± 1,41	0	0,13 ± 0,35	0,25 ± 0,71	0,001	0,001	1	2	0,19	0,002
<i>Pinus radiata</i>	I	13,13 ± 13,26	0,13 ± 0,35	8,63 ± 14,36	0	0,038	0	69	0	42,15	0
<i>Eucaliptus globulus</i>	I	2 ± 3,74	0	0,75 ± 1,39	0,5 ± 1,07	0,003	0,002	6	4	10,75	62,05
<i>Lithraea caustica</i>	N	2,75 ± 3,33	0	0,25 ± 0,46	0	0,001	0	2	0	0,40	0
<i>Luma apiculata</i>	N	0,63 ± 1,77	0	0,125 ± 0,35	0	0,001	0	1	0	1,32	0
<i>Peumus boldus</i>	N	0,75 ± 1,75	0	0,125 ± 0,35	0	0,001	0	1	0	0,15	0
<i>Nothofagus obliqua</i>	N	1,25 ± 3,54	0	0,625 ± 1,77	0	0,003	0	5	0	1,26	0

**Apéndice 7. Resumen muestreos de vegetación arbustivo por especies para años 2014 y 2019.**

Especie	Origen	Cobertura por parcela (Media $\pm$ S)		N° de fustes vivos por parcela (Media $\pm$ S)		Densidad por parcela (25m <sup>2</sup> )		N° total de fustes	
		2014	2019	2014	2019	2014	2019	2014	2019
		%				n°·25m <sup>-2</sup>			
<i>Nothofagus glauca</i>	N	8,40 $\pm$ 9,07	28 $\pm$ 21,33	3,06 $\pm$ 2,19	16,63 $\pm$ 11,91	0,23	1,35	45	270
<i>Pinus radiata</i>	I	1,62 $\pm$ 1,27	33,13 $\pm$ 13,60	7,69 $\pm$ 9,96	53,19 $\pm$ 31,61	0,6	4,2	120	839
<i>Azara integrifolia</i>	N	7,00 $\pm$ 4,54	4,81 $\pm$ 3,65	4,50 $\pm$ 3,20	11,81 $\pm$ 12,65	0,38	0,96	75	191
<i>Teline monspessulana</i>	I	0,25 $\pm$ 0,46	3,19 $\pm$ 5,90	0,69 $\pm$ 1,75	7,06 $\pm$ 12,9	0,06	0,57	11	113
<i>Lapageria rosea</i>	N	0,81 $\pm$ 1,56	0,16 $\pm$ 0,30	1,50 $\pm$ 3,85	0,25 $\pm$ 0,53	0,12	0,02	24	4
<i>Ribes punctatum</i>	N	1,69 $\pm$ 187	0,44 $\pm$ 1,05	5,25 $\pm$ 5,54	1,38 $\pm$ 3,32	0,45	0,11	90	22
<i>Escallonia pulverulenta</i>	N	6 $\pm$ 6,69	3,50 $\pm$ 5,74	3,50 $\pm$ 3,76	4,69 $\pm$ 3,88	0,28	0,38	56	75
<i>Aristotelia chilensis</i>	N	0,63 $\pm$ 0,64	0,13 $\pm$ 0,35	0,69 $\pm$ 0,88	0,19 $\pm$ 0,53	0,07	0,02	14	3
<i>Gaultheria insana</i>	N	4,93 $\pm$ 10,40	3,44 $\pm$ 6,08	13,56 $\pm$ 23,83	16,75 $\pm$ 23,48	1,09	1,34	217	268
<i>Ugni molinae</i>	N	12 $\pm$ 14,20	10 $\pm$ 17,78	23,19 $\pm$ 25,18	12,94 $\pm$ 35,20	1,86	1,04	371	207
<i>Sophora macrocarpa</i>	N	0	0,81 $\pm$ 2,30	0	1,19 $\pm$ 3,36	0	0,1	0	19
<i>Lomatia hirsuta</i>	N	0,13 $\pm$ 0,23	0,19 $\pm$ 0,37	0,25 $\pm$ 0,53	0,44 $\pm$ 0,90	0,02	0,04	4	7
<i>Podantus mitiqui</i>	N	0,19 $\pm$ 0,53	0,13 $\pm$ 0,35	0,81 $\pm$ 2,30	0,75 $\pm$ 2,12	0,07	0,06	13	12
<i>Litraea caustica</i>	N	1,56 $\pm$ 1,78	0,81 $\pm$ 1,77	1,44 $\pm$ 1,61	2,50 $\pm$ 4,82	0,13	0,2	26	40

Especie	Origen	% Cobertura por parcela (Media $\pm$ S)		N° de fustes vivos por parcela (Media $\pm$ S)		Densidad por parcela (25m <sup>2</sup> )		N° de fustes	
		2014	2019	2014	2019	2014	2019	2014	2019
		%				n°·25m <sup>-2</sup>			
<i>Eucaliptus globulatus</i>	I	0	0,06 $\pm$ 0,18	0	0,06 $\pm$ 0,18	0	0,01	0	1
<i>Peumus boldus</i>	N	0,32 $\pm$ 0,53	0,25 $\pm$ 0,71	0,38 $\pm$ 0,69	0,56 $\pm$ 1,59	0,03	0,05	6	9
<i>Luma apiculata</i>	N	2,75 $\pm$ 4,63	0,44 $\pm$ 1,24	1,56 $\pm$ 2,57	2,44 $\pm$ 6,89	0,16	0,36	31	71
<i>Kageneckia oblonga</i>	N	0,06 $\pm$ 0,18	0	0,06 $\pm$ 0,18	0	0,01	0	1	0
<i>Calceolaria meyeniana</i>	N	0,02 $\pm$ 0,05	0	0,06 $\pm$ 0,18	0	0,01	0	1	0
<i>Maytenus boaria</i>	N	0,38 $\pm$ 0,74	0	0,63 $\pm$ 1,27	0	0,05	0	10	0
<i>Cryptocarya alba</i>	N	2,50 $\pm$ 5,12	0	0,69 $\pm$ 1,19	0	0,06	0	11	0
<i>Viola portalesia</i>	N	1,69 $\pm$ 2,48	0	5,06 $\pm$ 7,86	0	0,41	0	81	0
<i>Myoschilos oblongum</i>	N	0,19 $\pm$ 0,53	0	0,56 $\pm$ 1,59	0	0,05	0	9	0
<i>Schinus sorpresa</i>	N	0,88 $\pm$ 1,81	0	0,25 $\pm$ 0,71	0	0,02	0	4	0
<i>Citronella mucronata</i>	N	0,06 $\pm$ 0,18	0	0,06 $\pm$ 0,18	0	0,01	0	1	0
<i>Azorella spinosa</i>	N	0,19 $\pm$ 0,37	0	0,19 $\pm$ 0,37	0	0,01	0	2	0
<i>Adesmia sp.</i>	N	0,13 $\pm$ 0,23	0	0,38 $\pm$ 0,69	0	0,02	0	3	0
<i>Gochnatia foliolosa</i>	N	0,25 $\pm$ 0,71	0	0,06 $\pm$ 0,18	0	0,01	0	1	0
<i>Baccharis rhomboidalis</i>	N	0,31 $\pm$ 0,59	0	0,56 $\pm$ 1,05	0	0,05	0	9	0

Especie	Origen	% Cobertura por parcela (Media $\pm$ S)		N° de fustes vivos por parcela (Media $\pm$ S)		Densidad por parcela (25m <sup>2</sup> )		N° de fustes	
		2014	2019	2014	2019	2014	2019	2014	2019
		%				n°·25m <sup>-2</sup>			
<i>Adesmia elegans</i>	N	0,94 $\pm$ 1,74	0	1 $\pm$ 2,83	0	0,08	0	16	0
<i>Lardizabala biternata</i>	N	0,13 $\pm$ 0,23	0	0,38 $\pm$ 0,88	0	0,05	0	9	0
<i>Rosa sp.</i>	N	0,06 $\pm$ 0,18	0	0,06 $\pm$ 0,18	0	0,01	0	1	0
<i>Muehlenbeckia hastulata</i>	N	0,19 $\pm$ 0,53	0	0,19 $\pm$ 0,53	0	0,02	0	3	0
<i>Podocarpus salignus</i>	N	0,06 $\pm$ 0,18	0	0,13 $\pm$ 0,35	0	0,01	0	2	0
<i>Schinus montanus</i>	N	0,63 $\pm$ 1,77	0	0,06 $\pm$ 0,18	0	0,01	0	1	0
<i>Cissus striata</i>	N	0,06 $\pm$ 0,18	0	0,13 $\pm$ 0,35	0	0,01	0	2	0
<i>Dioscorea bryoniifolia</i>	N	0,25 $\pm$ 0,71	0	0,94 $\pm$ 2,65	0	0,08	0	15	0
Suelo desnudo			16,88						

**Apéndice 8. Resumen de índices de diversidad para tres rodales de bosque nativo.**

Índices	Datos	Media	Mínimo	Máximo	Desv. Est.
Riqueza	A-C	6,06	3,67	8,67	1,39
Shannon	A	1,11	0,49	1,60	0,31
Wiener	C	1,31	0,80	1,72	0,29
Equitatividad	A	0,62	0,72	1,45	0,16
	C	0,74	0,49	0,92	0,14
Simpson	A	0,54	0,21	0,73	0,14
	C	0,63	0,37	0,80	0,13
Inv. Simpson	A	2,53	1,30	3,91	0,75
	C	3,10	1,54	4,90	1,00

**Apéndice 9. Resumen de caracterización biofísica de tres rodales de bosque nativo.**

Variables Biofísicas		Mediana	Desv. Est	CV
Básicas	Elevación	425,7	28,38	0,07
	Pendiente	40,47	13,26	0,33
	Orientación	108,38	92,23	0,67
Hidrológicas	TWI	3,83	0,96	0,24
	C_SLOPE	0,32	0,09	0,27
	VDCN	0,75	1,23	1,17
	WEI	1,08	0,05	0,04
Morfométricas	MRVF	0	0,04	6,63
	TPI	7,70	5,02	0,78
	TRI	1,45	0,46	0,31
	A_HILL	1,39	0,50	0,39
Iluminación	OPEN_N	1,29	0,04	0,03
	OPEN_P	1,4	0,06	0,04
NDVI		0,72	0,13	0,19
SAVI		0,49	0,10	0,19
GNDVI		0,66	0,18	0,32
NDRE		0,36	0,12	0,38