

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**EVALUACIÓN DE LA REGENERACIÓN DE ESPECIES LEÑOSAS EN EL
SANTUARIO DE LA NATURALEZA QUEBRADA DE LA PLATA, UNA
TEMPORADA DESPUÉS DE OCURRIDO UN INCENDIO**

JONATHAN ENRIQUE PAREDES FUENTES

Santiago, Chile

2020

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**EVALUACIÓN DE LA REGENERACIÓN DE ESPECIES LEÑOSAS EN EL
SANTUARIO DE LA NATURALEZA QUEBRADA DE LA PLATA, UNA
TEMPORADA DESPUÉS DE OCURRIDO UN INCENDIO**

**EVALUATION OF REGENERATION OF WOODY SPECIES IN QUEBRADA DE
LA PLATA NATURE SANCTUARY, ONE SEASON AFTER A WILDFIRE**

JONATHAN ENRIQUE PAREDES FUENTES

Santiago, Chile

2020

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**EVALUACIÓN DE LA REGENERACIÓN DE ESPECIES LEÑOSAS EN EL
SANTUARIO DE LA NATURALEZA QUEBRADA DE LA PLATA, UNA
TEMPORADA DESPUÉS DE OCURRIDO UN INCENDIO**

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

JONATHAN ENRIQUE PAREDES FUENTES

Profesor Guía

Jorge Pérez Q.
Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.



Calificaciones

6,2

Profesores Evaluadores

Juan Ovalle O.
Ingeniero Forestal, Ph.D.



6,8

Mauricio Galleguillos T.
Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.



6,5

Santiago, Chile

2020

AGRADECIMIENTOS

Debo agradecer a cada una de las personas que me han acompañado en este largo proceso por su apoyo y comprensión. Especialmente al profesor Jorge Pérez, por su gran paciencia, al aguantar mis desapariciones, a pesar de ello siempre manteniendo su buena disposición con una gran calidad humana.

También a mi familia por su apoyo durante todo mi proceso universitario, especialmente en los momentos cuando más lo necesitaba. A Belén por estar presente en cada momento (buenos y malos), sin duda su apoyo fue muy importante.

A mis amigos y compañeros que hicieron más ameno todo el transcurso de estos años, sin duda me quedaré con muy buenos recuerdos.

A la vida.

INDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Objetivo General.....	5
1.2. Objetivos Específicos	5
2. Metodología.....	5
2.1. Lugar de estudio	5
2.2. Definición de puntos de muestreo	6
2.3. Muestreo de flora leñosa.....	9
2.4. Análisis estadísticos y descriptivos	11
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	12
3.1. Descripción y caracterización general de especies leñosas	12
3.2. Respuesta en la regeneración.....	17
3.3. Efecto de severidad, pendiente y tipo de vegetación sobre cobertura, volumen y origen de rebrote en plantas leñosas.	20
3.4. Evaluación de volumen de rebrote mediante frecuencias acumuladas.....	23
3.5. Evaluación de origen de rebrote.	26
3.6. Evaluación de altura de rebrote	27
3.7. Consideraciones finales	29
4. Conclusiones	31
5. BIBLIOGRAFÍA	32
6. APÉNDICES.....	40
Apéndice 1. Características generales y coordenadas de las parcelas.	40
Apéndice 2. Características específicas de las parcelas.	42
Apéndice 3. Resumen regeneración natural de plantas leñosas.	44
Apéndice 4. Fotografía de referencia usada en la estimación de volumen de rebrote (*).	46

Apéndice 5. Individuos rebrotados por especie.....	47
Apéndice 6. Cobertura por especies.	49
Apéndice 7. Individuos muertos por especie.	51
Apéndice 8. Individuos muertos según tipo de vegetación.	52
Apéndice 9. Frecuencia acumulada de volumen de rebrote según pendiente: a) levemente empinada – moderadamente empinado, b) muy empinada	53
Apéndice 10. Recuento de individuos vivos según estrata y tipo de vegetación.	54
Apéndice 11. Distribución de individuos, según origen de rebrote para cada tipo de vegetación y severidad.....	56
7. Anexos	57
Anexo 1: Severidad del incendio de 2016, en el Santuario.	57
Anexo 2: Rango de pendiente (%), en el Santuario.....	57
Anexo 3: Tipos de vegetación presente en el Santuario.....	58

RESUMEN

El Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata está sometido a fuertes presiones antrópicas, como lo son la expansión inmobiliaria, tala ilegal, minería e incendios forestales, este último uno de los principales agentes de disturbio. En esta memoria se evaluó la respuesta de la vegetación leñosa al interior del Santuario, luego de una temporada de ocurrido un incendio a fines de 2016, a través de variables de regeneración por semilla (número y altura de plántulas) y rebrote (cobertura, volumen, origen y altura de rebrote). Para ello se utilizaron 50 puntos de muestreo designados según la combinación de distintos criterios (tipo de vegetación, pendiente y severidad); para cada punto se asignó 3 parcelas (150 parcelas en total), 50 de ellas (10x10m) para evaluar las variables de rebrote, mientras que para la regeneración se utilizaron adicionalmente 100 parcelas de 3x4 m. Las campañas en terreno se realizaron durante los meses de mayo y junio de 2018, justo antes de la segunda temporada de lluvias posterior al incendio, con el objetivo de evaluar las respuestas de la vegetación posterior a la temporada seca. Los resultados muestran una casi nula regeneración por semilla, corroborando que la regeneración vegetativa o rebrote es el mecanismo más usado por las plantas leñosas. Por otra parte, se encontraron diferencias significativas en la cobertura de rebrote para severidad y tipo de vegetación, en donde la vegetación de tipo bosque (asociado a exposición polar) posee niveles de cobertura más altas en comparación a la vegetación de tipo matorral (asociado a exposición ecuatorial), asimismo el nivel de severidad del incendio afecta negativamente a la cobertura de rebrote de las parcelas. Mismo patrón de respuesta es identificado en la variable volumen de rebrote, siendo mayor en la vegetación de tipo bosque y en severidades leves. En contraste la variable altura (aquella proveniente de rebrotes originados en la base o raíz del tronco principal) se encontraron diferencias significativas para las tres variables explicativas, alcanzando mayor altura para severidad alta, vegetación de tipo bosque y pendientes muy empinadas (> 30%) lo que podría evidenciar la importancia de los lignotubérculos en estas especies. El origen de rebrote muestra una respuesta en función de la severidad, observándose una transición desde los sitios control (no quemado), con rebrotes originados mayormente en yemas de ramas, a una en donde la alta severidad condiciona el rebrote solo a la base de los individuos, pues en esta condición las yemas se encuentran mejor protegidas frente a la combustión. En general, para todas las variables medidas se evidencia recuperación, no obstante, se encuentran por debajo de los niveles obtenidos para los sitios control, siendo el tipo de vegetación bosque el que muestra mayor resiliencia a severidad leve, pero ésta es fuertemente inhibida en alta severidad. Por lo tanto, la vegetación de tipo matorral es la más afectada, ya que a cualquier nivel de severidad la respuesta es más baja con respecto al tipo de vegetación bosque para todas las variables de rebrote evaluadas.

Palabras clave: Incendios forestales, bosque y matorral esclerófilo, regeneración natural, rebrote, especies leñosas.

ABSTRACT

The Quebrada de La Plata Nature Sanctuary is under constant pressure of heavy anthropic activities such as real estate expansion, illegal logging, mining activities and wildfires, the latter being one of the main agents of disturbance. In this report, the response of the woody vegetation inside the Sanctuary was evaluated, one season after a wildfire occurred in late 2016, through regeneration variables of seeds (number and seedling height) and regrowth (coverage, volume, origin and regrowth height). For this purpose, 50 sampling points designated according to a combination of different criteria (vegetation type, slope and burn severity) were used; each point was assigned 3 plots (150 plots in total), 50 of them (10x10m) to evaluate regrowth variables, and 100 additional plots (3x4m) were used to evaluate regeneration. Field campaigns were executed through May to June 2018, just before the second rainy season after the wildfire, with the objective of evaluating the vegetation response after dry season. Results show an almost non-existent regeneration by seed, thus corroborating vegetative regeneration and regrowth are the most used mechanisms by woody plants. On the other hand, significant differences were found in regrowth coverage depending on severity levels and vegetation type, where forest-type vegetation (associated to polar exposure) possesses higher coverage levels compared to scrub vegetation (associated to equatorial exposure). It was also found that the severity level of the wildfire has a negative impact on the regrowth coverage of the plots. The same response pattern was identified in the regrowth volume variable, which is higher in forest-type vegetation with mild severity levels; in addition, regarding the height variable (found in regrowth originating from the base or root of the main trunk), significative differences were found for the three explicative variables for forest-type vegetation with higher severity levels and steeper slopes (>30%), which could put in evidence the importance of lignotubers in these species. The regrowth origin shows a response based on severity; a transition can be identified from the control sites (not affected by wildfire), with regrowth originating mainly from buds, to one site where high severity levels limit regrowth to the base of the plants, since buds are better protected against combustion under these conditions. In general, each measured variable shows some degree of recovery; however, they are below the levels obtained from the control sites, with forest-type vegetation showing the most resilience to low severity, but strongly inhibited in higher levels. Meanwhile, scrub vegetation is the most affected, as it shows lower responses at every severity level compared to forest-type vegetation for all regrowth variables evaluated.

Keywords: Wildfires, scrub and sclerophyllous forest, natural regeneration, regrowth, woody species.

1. INTRODUCCIÓN

La formación vegetacional de bosque y matorral esclerófilo se encuentra inserta en Chile central (Donoso, 1982), la cual se caracteriza por poseer una alta biodiversidad a nivel de flora y fauna, pero que también se mantiene sometida a una fuerte presión antrópica, características que la sitúan dentro de los hotspots mundiales de biodiversidad (Arroyo et al., 2006). Dentro de las perturbaciones antrópicas de mayor impacto ecológico en esta zona se encuentran los incendios forestales (Sandoval, 2016).

Adicionalmente, la zona central de Chile al tener un clima mediterráneo, es decir veranos secos e inviernos lluviosos, favorece la aparición de este tipo de perturbaciones (aumento de combustible en invierno e inflamabilidad durante verano) (Holz et al., 2012; Pausas y Paula, 2012). Por esto se registra un aumento notable durante la estación seca, marcando el inicio de temporadas de incendios para cada verano en Chile (Valderrama et al., 2018; Castillo, 2014; Quintanilla, 2000), siendo el bosque esclerófilo el principalmente afectado por este tipo de perturbaciones (Altamirano et al., 2013, González et al., 2016).

En este contexto, hasta el año 2010, las pérdidas por estos eventos a nivel nacional oscilaban entre 20.000 y 85.000 hectáreas por temporada, de las cuales el 70% corresponden a especies nativas (Fernández et al., 2010), prácticamente la totalidad de ellos como consecuencia de acciones antrópicas (Úbeda y Sarricolea, 2016; Castillo et al., 2009; Quintanilla, 2000). No obstante, producto del escenario de cambio climático, se observan condiciones climáticas severas con mayor frecuencia, especialmente las sequías (Meza, 2013; Le Quesne et al., 2006). En consecuencia, estas cifras se han agravado en el último tiempo (Urrutia-Jalabert et al., 2018; Jolly et al., 2015). Así desde el 2010 se encuentra presente en Chile una mega sequía que afecta en forma extensa a la zona central del país (Garreaud et al., 2017), favoreciendo la magnitud de este tipo de perturbación (Bowman et al., 2018; González et al., 2018), reflejado en el aumento de frecuencia, tamaño, extensión y adelantamiento de las temporadas de incendios (Jolly et al., 2015).

Es por ello que durante la temporada 2016-2017 se produjo un mega incendio entre las Regiones de O'Higgins y Biobío, en la cuales se vieron afectadas más de 500.000 hectáreas (CONAF, 2017). Esta relación causa-efecto se ajusta con la hipótesis que, debido al proceso del cambio climático la severidad de estos incendios aumente en el futuro (Vargas et al., 2017). Como consecuencia de ello la presión hacia el bosque y matorral esclerófilo será más significativa, ya que procesos como las sequías están en aumento con respecto al pasado. Esto fue demostrado por Le Quesne et al. (2006), quienes a través de estudios dendroclimáticos en individuos de Ciprés de la cordillera evidenciaron la acentuación de estos fenómenos climáticos (sequías).

Por otra parte, a pesar que la vegetación esclerófila se encuentra en el tipo de clima Mediterráneo, esta no presenta adaptaciones específicas para la recuperación post incendio (Navarrete, 2013; Bodí et al., 2012; Montenegro, 2004), es decir, es un ecosistema no-pirófilo, a diferencia de su símil australiano o californiano (que evolucionaron naturalmente

con estos eventos) (Crosti et al., 2006; Montenegro et al., 2003; Villaseñor y Saíz, 1993). No obstante, al tener adaptaciones para sobrellevar procesos de sequías extensas o severas (Fernández et al., 2010), estas les permiten indirectamente tener un proceso de recuperación relativamente exitoso.

Así, para las especies leñosas del bosque esclerófilo, se ha documentado recuperación post incendio, principalmente en forma de rebrote (Gómez y Hahn, 2017; Quintanilla y Castro, 1998). Dicha respuesta, medida en cobertura y volumen de rebrote muestra un desarrollo acelerado en los primeros años. Villaseñor y Saíz (1993) han evidenciado este comportamiento, específicamente en las especies huingán (*Schinus polygamus*), lilén (*Azara celestrina*) y litre (*Lithraea caustica*). Sin embargo, las recurrencias de estos siniestros podrían afectar de manera significativa la dinámica sucesional de estos ecosistemas, conllevando a su degradación (Montenegro, 2004). En contraparte, la respuesta en la regeneración mediante semillas es más restringida, debido a que existen efectos negativos en el proceso de germinación en algunas especies leñosas del bosque esclerófilo (especialmente en especies dominantes) (Gómez-González et al., 2008). Estudios posteriores determinaron que esta respuesta es inhibida debido al efecto provocado por el humo y choque térmico producido en condiciones de incendios (Gómez-González et al., 2017; Gómez-González et al., 2008), y a condiciones topográficas, como el factor de la pendiente, el cual influye en el desarrollo de plántulas de especies arbóreas (Sandoval, 2016).

No obstante, a pesar de su alto valor ecológico y de estar sometido a fuertes presiones antrópicas, el bosque esclerófilo posee un bajo grado de protección a nivel nacional (MMA, 2014), por lo que urgen medidas que avancen en su protección. Bajo este contexto es que a finales del año 2016 se crea el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata (Decreto N°44, 2017). Lamentablemente el mismo día que el Consejo de Ministros del Medio Ambiente aprobara su declaración, se inició un incendio que abarcó aproximadamente el 80% de la superficie del Santuario (MMA, 2016), con diferentes grados de severidad (CONAF, 2016), por lo que pudiera tardar décadas en recuperarse (Sandoval, 2016).

Dadas estas circunstancias es que Universidad de Chile (2017) genera el Plan de Restauración Socio-Ecológica del Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata, en donde esta memoria se encuentra enmarcada, la cual busca estudiar cómo la vegetación leñosa se está recuperando en el Santuario luego de una temporada de ocurrido el incendio, y busca servir como insumo para futuros estudios.

1.1.Objetivo General

Evaluar la regeneración de especies leñosas en el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata, una temporada después de ocurrido un incendio.

1.2.Objetivos Específicos

1. Evaluar la regeneración por semillas de plantas leñosas en función de niveles de severidad del incendio, niveles de pendiente y tipos de vegetación.
2. Evaluar el rebrote de plantas leñosas en función de niveles de severidad del incendio, niveles de pendiente y tipos de vegetación.

2. METODOLOGÍA

2.1.Lugar de estudio

Ubicado a 30 km al suroeste de Santiago, (comuna de Maipú), dentro de la Estación Experimental Germán Greve Silva, se encuentra el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata (Figura 1) (coordenadas geográficas 33°29'26'' latitud sur y 70°53'15'' longitud oeste). El Santuario es una microcuenca que abarca una superficie aproximada de 1.110 hectáreas, la cual se encuentra inserta dentro del primer cordón montañoso de la Cordillera de la Costa, formando parte del Sitio Prioritario El Roble y del hotspot “Chilean Winter rainfall-Valdivian forests”, debido a su gran diversidad de especies y altos niveles de endemismo (Arroyo et al., 2006).

El Santuario presenta altitudes que varían desde los 480 m.s.n.m hasta los 1.123 m.s.n.m, presentando topografía mayormente abrupta a escarpada con pendientes de 50% a 70%, con algunos sectores planos ubicados en la zona baja. Por otra parte, según Uribe et al. (2012), Quebrada de La Plata se encuentra inserto dentro del distrito bioclimático templado cálido supratermal mediterráneo. Con lluvias concentradas entre los meses de mayo a septiembre, de precipitación media anual aproximada de 254 mm (Inzunza, 2003) y estación seca prolongada entre noviembre a abril (siete meses), mientras que la temperatura media anual es de 14,1°C.

La vegetación del área de estudio pertenece a los pisos vegetacionales de Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* –*Peumus boldus*, Bosque esclerófilo mediterráneo andino de *Quillaja saponaria* y *Lithraea caustica* y Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Prosopis chilensis* (Luebert y Pliscoff (2017).

Según Schlegel (1963), los suelos son de origen coluvial, mientras que el perfil de los suelos dentro de la cuenca consta de dos horizontes con una profundidad de hasta 50 cm. Mientras en la ladera de exposición sur los suelos presentan un horizonte Ao con alta presencia de detritos orgánicos, abundancia de raíces delgadas y gruesas en el perfil. Los suelos están incluidos en la Asociación Mansel (Poblete 2004).

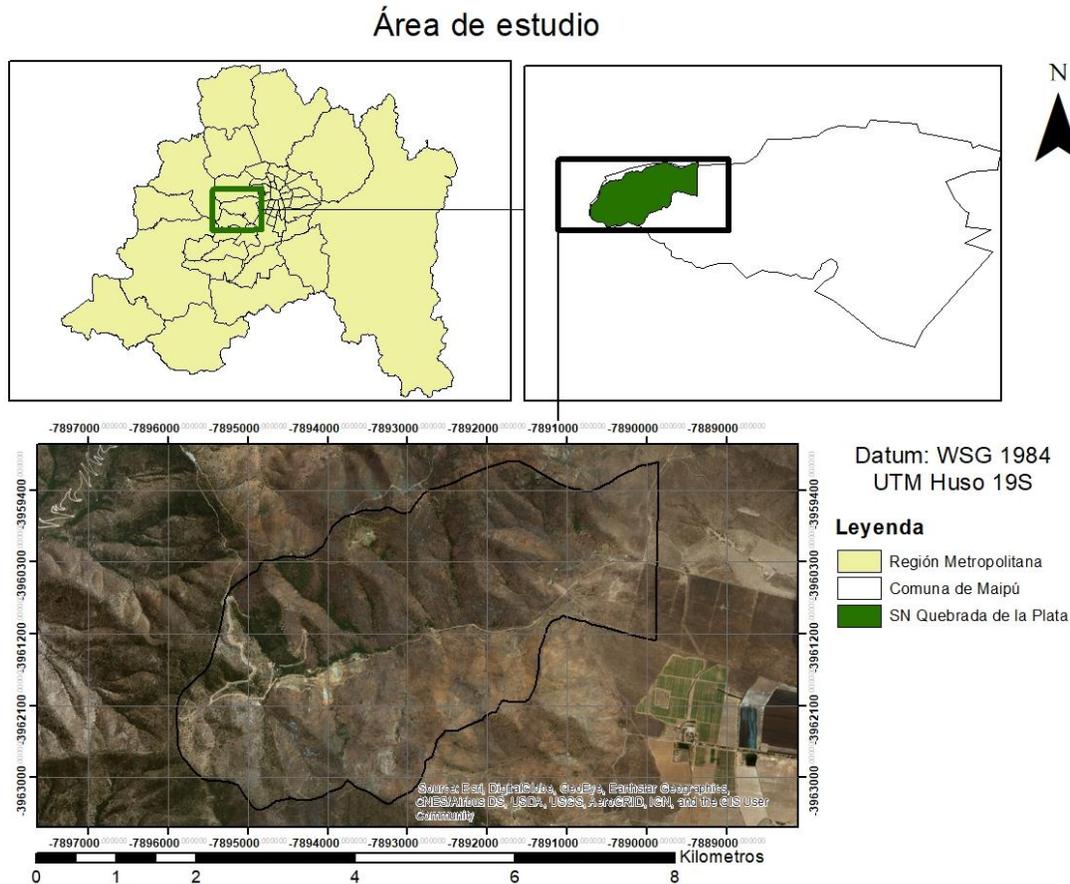


Figura 1. Área de estudio.

2.2. Definición de puntos de muestreo

El estudio se encuentra enmarcado dentro del Plan de Restauración del Santuario Natural Quebrada de La Plata, generado por la Universidad de Chile en colaboración con otras instituciones (CONAF, MMA, dibam, INFOR, el Laboratorio de Ecología de Ecosistemas, las ONG´s Defensa de la Quebrada de la Plata y ACOREN). Para la definición de puntos de muestreo se basó en el cruce de información de las áreas prioritarias y la obtención de las Unidades Territoriales Homogéneas (UTHs) realizadas por Universidad de Chile (2017) en dicho plan. En donde, se dividió la zona de estudio en áreas prioritarias de control de erosión (establecidas según categorías de severidad del incendio y la pendiente del terreno) y

revegetación (establecidas según severidad del incendio y tipo de vegetación) (Universidad de Chile 2017).

Las categorías de severidad fueron determinadas por CONAF (2016) mediante el índice Difference Normalized Burn Ratio (dNBR), el cual cuantifica el cambio producido por el fuego (Key y Benson, 2006). Para ello se utilizaron imágenes satelitales lo más cercanas de forma previa y posterior al incendio (correspondientes a la de Landsat 8 del 27-09-2016 como previa al incendio y del 30-11-2016 como posterior al incendio (CONAF, 2016)), obteniéndose así las categorías: alta, moderada a alta, moderada a baja, baja, no quemado; estas posteriormente fueron reclasificadas en tres categorías de severidad: severamente quemado, levemente quemado y no quemado (Anexo 1) (Universidad de Chile, 2017).

Las categorías de pendiente se estimaron mediante un modelo digital de elevación (MDE o DEM por sus siglas en inglés) SRTM (“Shuttle Radar Topography Mission”), con resolución de 30 metros, en donde Universidad de Chile (2017) definió dos categorías: (1) levemente empinado (0-10 %) - moderadamente empinado (10-30 %) y (2) muy empinado (> 30%) (Anexo 2).

Por otra parte, para las categorías de tipo de vegetación se utilizó el criterio definido por el trabajo del Plan de Restauración (Universidad de Chile, 2017), el cual recopiló la información disponible proveniente de las especies predominantes de los Pisos Vegetacionales de Luebert y Pliscoff (2006), el catastro de bosque nativo (CONAF, 2009), las Formaciones Vegetacionales de Gajardo (1994) e información de Tapia (2005). El cruce de esta información fue posteriormente validado en terreno mediante la metodología de Cartas de Ocupación de Tierras (COT), obteniéndose así dos categorías: (1) bosque y (2) matorral (Anexo 3) (Universidad de Chile, 2017).

Finalmente, con el levantamiento de esta información (severidad, pendiente y tipo de vegetación), más la variable de exposición, se generaron las Unidades Territoriales Homogéneas (UTHs) con diferentes grados de prioridad de restauración (corroboradas en terreno), las cuales sirvieron de guía para la asignación de los puntos de muestreo (Universidad de Chile, 2017).

Con las UTHs ya definidas, se asignaron 50 puntos de muestreo, los cuales fueron distribuidos según estrato de vegetación (bosque-matorral), clases de pendiente-severidad (5 en total) y con 5 repeticiones para cada una de ellas. Se destaca que 10 puntos corresponden a lugares en donde la vegetación no fue afectada por el incendio (sitios control) (Cuadro 1). Los puntos donde se instalaron las parcelas fueron elegidos aleatoriamente con el software ArcGis versión 10.3 en base a las UTHs establecidas anteriormente por Universidad de Chile (2016), pero ajustadas para que cumplan los requisitos de: accesibilidad, esto es cercanía a caminos para evitar topografía extrema; independencia espacial, (dispersión de puntos), entendiéndose que la distancia mínima entre puntos es de 50 m y de 15 m desde el límite de la UTH. Además, para cada UTH no pueden existir más de dos puntos de muestreo (Figura 2); representación del lugar, a esto se refiere que cumpla con la descripción de la UTH representada (tipo de vegetación, pendiente y severidad). Las coordenadas (UTM) y

características generales se encuentran en el Apéndice 1.

Cuadro 1. Características de puntos de muestreo.

Sitio	Tipo de vegetación	Pendiente	Severidad	Repeticiones
BLL	Bosque	Leve-moderada	Leve	5
BLS	Bosque	Leve-moderada	Severa	5
BML	Bosque	Muy empinada	Leve	5
BMS	Bosque	Muy empinada	Severa	5
BNQ	Bosque	-	No quemado	5
MLL	Matorral	Leve-moderada	Leve	5
MLS	Matorral	Leve-moderada	Severa	5
MML	Matorral	Muy empinada	Leve	5
MMS	Matorral	Muy empinada	Severa	5
MNQ	Matorral	-	No quemado	5

Finalmente, para cada uno de estos puntos se establecieron dos parcelas permanentes de 12 m² (3×4 m), una de ellas con exclusión de herbívoros para la evaluación del efecto de ramoneo sobre la regeneración natural de la vegetación en estudios posteriores. Debido al bajo reclutamiento de plántulas evidenciado en terreno, se utilizó una parcela adicional de 100 m² (10×10 m), para de esta manera cuantificar el reclutamiento por esta vía. Por otra parte, para medir las variables de rebrote en especies leñosas se utilizó únicamente la parcela de 100 m²; ya que, el tamaño de esta parcela ha sido usada para otros estudios de análisis de incendios para la zona central (Castillo et al., 2012), dicha parcela fue ubicada a 5 m sobre la esquina noroeste de la parcela con exclusión (siempre y cuando cumpliera con los criterios ya mencionados).

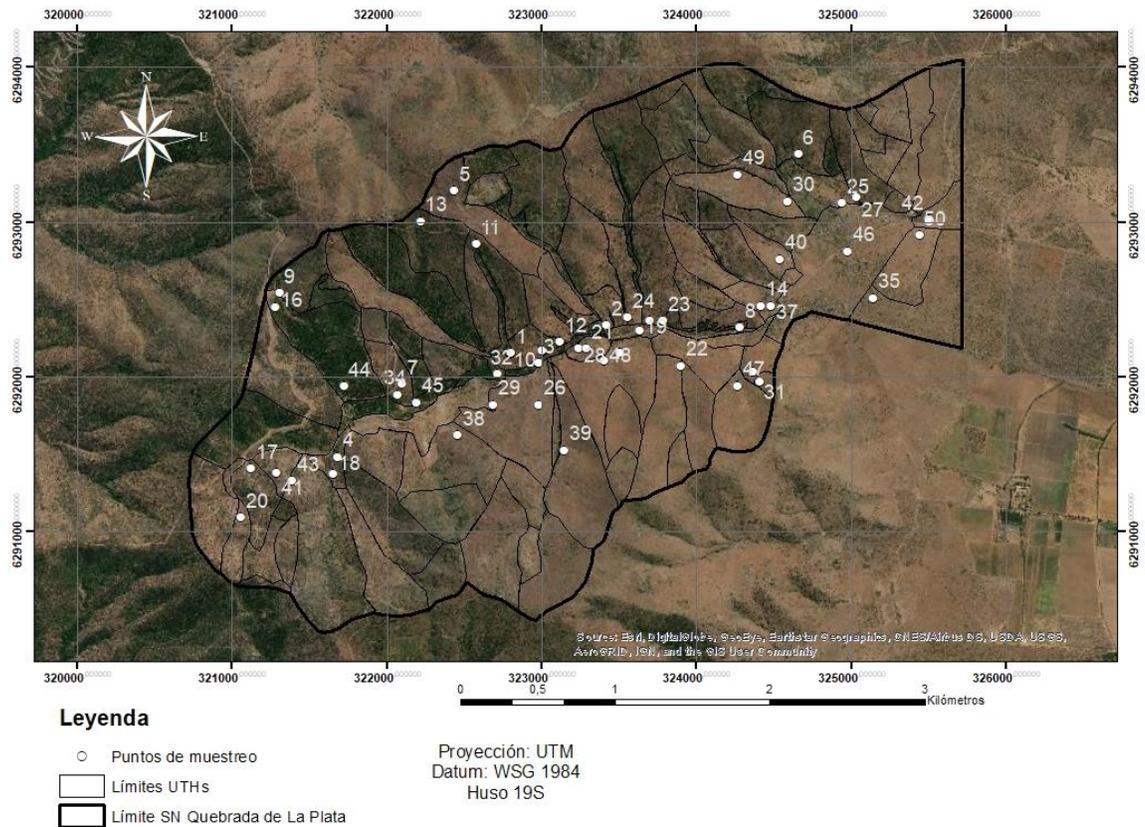


Figura 2. Ubicación de los 50 puntos de muestreo.

2.3. Muestreo de flora leñosa

Se realizó una campaña de terreno para el muestreo de la flora leñosa entre los meses de mayo y junio de 2018 que logró abarcar los 50 puntos de muestreo distribuidos al interior del Santuario.

En cada punto de muestreo se completaron fichas de identificación y caracterización del sitio basados en el “Inventario de los ecosistemas forestales Manual de Operaciones en terreno” (Martín, 2009). Para la identificación en cada punto de muestreo se rotuló el número de parcela y fecha de muestreo, mientras que, para las características de cada parcela se midieron; grado de erosión evaluado de forma visual (sin erosión, leve, moderada y severa); relieve (si es planicie o valle, baja ladera, media ladera, alta ladera, etc), e intensidad de pastoreo (sin evidencia, leve, moderado, severa). Estas características se usaron de forma complementaria en los resultados finales (Apéndice 2).

Es importante destacar que para este estudio la regeneración natural se entenderá como aquella proveniente de semillas germinadas (reproducción sexual). En la evaluación de la

regeneración natural se obtuvo información adicional referida a: presencia de mantillo (hojarasca, ramas o suelo desnudo), con el objetivo de verificar si esta condición afecta al proceso de germinación de semillas en las especies leñosas; situación (sitio abierto o bajo nodriza) (Apéndice 3), puesto que se ha determinado un efecto facilitador en el establecimiento de nuevas plántulas en bosque esclerófilo (Fuentes Castillo et al., 2012, Holmgren et al., 2000), ya sea por una mejora en las características edáficas (mayor disponibilidad de nutrientes, humedad, menor compactación, entre otros), mayor protección frente a la herbivoría o al rol que ejercen algunas especies del matorral esclerófilo como levantamiento hidráulico (Muñoz et al., 2008; León y Squeo, 2004; Holmgren et al., 1997), favoreciendo las condiciones microambientales para el asentamiento de las especies (Del Pozo et al., 1989).

Para el registro de cada especie observada se obtuvo la altura medida en escala desde 1 a 8 (de 5 cm en 5 cm). Esta información fue recolectada en los datos obtenidos de las tres parcelas definidas para cada punto de muestreo.

Por otra parte, en la evaluación del rebrote (reproducción vegetativa) se usaron sólo los datos recolectados de la parcela de 100 m². Se identificó a cada individuo en terreno, mientras que para aquellos que no fue posible su identificación, se procedió a recolectar muestras para su posterior herborización e identificación en el Laboratorio de Botánica de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile. La información de nombre científico, origen geográfico y hábito de crecimiento de cada especie fue clasificada según la base de datos del cono sur (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay) del Instituto de Botánica Darwinion (2019).

Otro punto importante es que, en este estudio se entenderá como rebrote, a aquel que estaba vivo al momento de la observación (para ello se utilizó una pequeña prueba física y mecánica, en donde se raspa la corteza y se observa su color; si esta se encuentra de color marrón y si al doblarse se quiebra con facilidad, se entenderá como rebrote muerto).

Las variables medidas correspondientes a rebrote son:

- Cobertura de rebrote: medida en porcentaje, correspondiente a la proyección de la copa sobre el suelo de toda la materia vegetal viva, con respecto al área total de la parcela.
- Volumen de rebrote: referido al “verdor” medido en escalas de porcentaje con respecto al volumen del individuo completo; esto se realizó de forma visual, apoyado por una infografía de referencia (Apéndice 4).
- Origen rebrote vivo: referido a si el rebrote proviene desde la base de la planta (B), desde las ramas (R) o ambas (B-R).
- Altura rebrote más alto: altura medida en metros desde el suelo en forma perpendicular hasta el rebrote más alto (ápice) de los rebrotes provenientes desde la

base del tronco o tallo principal (B).

Estas variables fueron integradas a nivel de parcela, las que posteriormente se agruparon por sitios (Cuadro 1), en donde la cobertura de rebrote se estimó mediante la sumatoria de todas las coberturas de los individuos vivos dentro de la parcela, donde luego se realizaron pruebas estadísticas entre los sitios. La variable volumen de rebrote se analizó mediante frecuencias acumuladas para cada sitio, mientras que para el origen del rebrote se realizó un recuento general en cada parcela de todos los individuos (vivos) presentes en ella, que luego fueron agrupados en los distintos sitios. Finalmente, la altura de rebrote más alto fue analizada por parcela y agrupada en sitios, para su posterior análisis estadístico.

2.4. Análisis estadísticos y descriptivos

Se realizó un recuento general de todos los individuos vivos hallados en los puntos de muestreo, contrarrestándolos con los individuos muertos, con el objetivo de obtener una relación de mortalidad post incendio.

De igual manera se estimó la frecuencia y abundancia de las especies presentes en el SN Quebrada de La Plata. El recuento general de individuos se dividió en las estratas arbóreas y arbustivas, con el objetivo de mostrar las características y condiciones generales de las especies leñosas halladas en el área de estudio. Los datos recopilados fueron trabajados en Excel y R Studio para los análisis estadísticos más complejos.

2.4.1. Regeneración natural (plántulas provenientes de semillas)

Debido al bajo nivel de reclutamiento de individuos encontrados durante la campaña en terreno, es que su análisis fue solo descriptivo, agrupando los individuos por especies para cada sitio.

2.4.2. Rebrote de especies leñosas

La información de cobertura de rebrote de plantas leñosas (para cada tipo de severidad, tipo de vegetación y pendiente) se procesó a través de un Modelo Lineal Generalizado de respuesta beta y función de enlace logit, ya que es el más adecuado para trabajar valores de porcentajes y distribución no normal (Ferrari y Cribari-Nieto, 2004). De esta forma se compararon las distintas respuestas de cobertura de rebrote (expresadas en porcentajes de cubrimiento por parcela), en función de las variables independientes (severidad, pendiente y tipo de vegetación). Posteriormente se aplicó el Test de Wald que determinó a través de parámetros si existen diferencias significativas en los 10 tratamientos (sitios). Para las diferencias significativas (rechazar H_0) encontradas se ejecutaron pruebas de comparaciones múltiples (Tukey) y de contrastes, lo cual permitió determinar qué factor(es) afectaron la regeneración y rebrote de las especies leñosas.

De forma complementaria se calculó la cobertura por especie, de esta forma se obtuvo a las especies que más contribuyen de manera global al cubrimiento vegetal de las parcelas.

Para la altura de rebrote, se determinaron si existen diferencias significativas entre los sitios mediante la prueba de Kruskal Wallis, debido a que es la apropiada para variables continuas y de distribución no normal (McKight y Najab, 2010). Para la *prueba a posteriori* se utilizó el Test de Dunn con método de corrección BH. Finalmente, se procedió a graficar mediante boxplots las diferencias estadísticamente significativas.

A las variables restantes de rebrote (volumen y origen de rebrote) se le hicieron análisis descriptivos dadas sus características no continuas y cualitativas, con el fin de ayudar a describir el rebrote posterior a una temporada ocurrido el incendio.

Así, en volumen de rebrote se usaron frecuencias acumuladas, en donde se estableció un criterio único (60% de la población de individuos) para poder comparar el comportamiento de esta variable en las distintas situaciones. Esto únicamente con un fin descriptivo.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Descripción y caracterización general de especies leñosas

Se encontraron un total de 26 especies leñosas, distribuidas en 16 familias diferentes con 25 géneros en total, siendo las especies más frecuentes *Baccharis linearis* (Ruiz & Pav.) Pers. ssp. *linearis* (50%), *Colliguaja odorifera* Molina (50%), *Retanilla trinervia* (Gillies & Hook.) Hook. & Arn. (40%), *Vachellia caven* (Molina) Seigler & Ebinger (30%), *Kageneckia oblonga* Ruiz & Pav. (20%), *Lithraea caustica* (Molina) Hook. & Arn. (20 %) y *Proustia cuneifolia* D. Don var. *cuneifolia* (18%).

Las especies que presentaron mayor número de individuos vivos fueron *C. odorifera* (21,43%), *P. cuneifolia* (14,97%), *R. trinervia* (14,01%) y *B. linearis* (12,91%) con 156, 109, 102 y 94 individuos respectivamente (Cuadro 2), que en su conjunto suman 461 individuos (63,32%). La información completa tanto de frecuencia de especies como de número de individuos registrados para este estudio está disponible en el Apéndice 5.

Mientras que, las especies con mayor relevancia con respecto a la cobertura se encuentran en el Apéndice 6. Destacándose 6 de las 26 especies registradas, ya que representan el 84,81% de la cobertura viva evaluada. Estas especies corresponden a *Q. saponaria*, *L. caustica*, *C. alba*, *C. odorifera*, *V. caven* y *R. trinervia*, especies en su mayoría consideradas dominantes.

En términos de origen geográfico, el total de las especies registradas son nativas (26 spp.) de las cuales el 80,1% (21 spp.) son endémicas. Al menos en los puntos de muestreo, es posible inferir que luego de una temporada de ocurrido el incendio no existe colonización de especies leñosas foráneas. Por otra parte, el hábito de crecimiento más abundante es arbustivo con el 86% del total de individuos vivos, representados en 22 especies, mientras que 4 especies son

arbóreas, correspondiente al 14 % restante de individuos vivos (Cuadro 2).

De la flora leñosa documentada en este estudio, solo *Porlieria chilensis* se encuentra en alguna categoría de conservación correspondiente a Vulnerable (DS 51, 2008), sin embargo, se pudo constatar en terreno la presencia de *Trichocereus chiloensis*, especie suculenta que posee la categoría de Casi Amenazada (DS 41,2011).

Al comparar el número de especies leñosas identificadas para este trabajo con otros estudios realizados en el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata recopilados por Universidad de Chile (2016) se obtiene una representación del 42,6% del total de especies leñosas. En dicha recopilación se obtuvo una lista de flora de las tres estratas (arbóreo, arbustivo y herbáceo), en la cual se puede extraer una riqueza de 61 especies leñosas distribuidas mayormente en especies arbustivas con 47 taxas y solo 4 taxas arbóreas. Todas las especies evaluadas en este estudio están descritas en dicha lista. La representación menor al 50% sobre la flora leñosa descrita para el santuario, se debe a que la presente investigación no buscaba describir la flora leñosa del área de estudio, sino más bien la evaluación de la respuesta del estrato leñoso en términos de regeneración y rebrote luego de una temporada ocurrido el incendio.

Cuadro 2. Número de individuos vivos por estrata. Porcentaje de individuos¹ corresponde al porcentaje con respecto al estrato (arbustiva o arbórea), mientras que valor entre paréntesis, es el porcentaje con respecto al total de individuos vivos.

Arbustiva Nombre científico	Nombre común	Número de individuos	Porcentaje de individuos ¹
<i>Acrisione denticulata</i> (Hook. & Arn.) B. Nord. var. <i>pilota</i> (Phil.) B. Nord.	Palpalén/Palo de yegua	12	1,91 (1,65)
<i>Adesmia sp</i>		1	0,16 (0,14)
<i>Ageratina glechnophylla</i> (Less.) R.M. King & H. Rob.	Barba de viejo	5	0,80 (0,69)
<i>Anisomeria littoralis</i> (Poepp. & Endl.) Moq.	Picún	1	0,16 (0,14)
<i>Aristeguietia salvia</i> (Colla) R.M. King & H. Rob.	Salvia macho/Pegajosa / Pega-pega	26	4,15 (3,61)
<i>Azara celastrina</i> D. Don	Lilén/Corcolén	1	0,16 (0,14)
<i>Baccharis linearis</i> (Ruiz & Pav.) Pers. ssp. <i>Linearis</i>	Romerillo	94	15,02 (12,91)

Arbustiva Nombre científico	Nombre común	Número de individuos	Porcentaje de individuos ¹
<i>Baccharis paniculata</i> DC	Chilca/Culpio	2	0,32 (0,27)
<i>Cestrum parqui</i> L'Hér.	Palqui/Parqui/ Hediondilla	2	0,32 (0,27)
<i>Colliguaja odorifera</i> Molina	Colliguay/ Lechón	156	24,92 (21,43)
<i>Escallonia illinita</i> C. Presl	Barraco	1	0,16 (0,14)
<i>Escallonia pulverulenta</i>	Madroño/ Corontillo	12	1,92 (1,65)
<i>Llagunoa glandulosa</i> (Hook. & Arn.) G. Don	Atutemo/ Arbol de cuentas	5	0,80 (0,69)
<i>Lobelia polyphylla</i> Hook. & Arn.	Tabaco del diablo/Tupa	5	0,80 (0,69)
<i>Mutisia latifolia</i> D. Don f. <i>latifolia</i>	Clavel Del Campo	3	0,48 (0,41)
<i>Podanthus mitiqui</i> Lindl.	Mitique/Palo negro	29	4,63 (3,98)
<i>Porlieria chilensis</i> I.M. Johnst.	Guayacán/Palo santo	3	0,48 (0,41)
<i>Proustia cuneifolia</i> D. Don var. <i>Cuneifolia</i>	Huañil	109	17,41(14,97)
<i>Retanilla trinervia</i> (Gillies & Hook.) Hook. & Arn.	Tevo/Trevu	102	16,29(14,01)
<i>Solanum crispum</i> Ruiz & Pav.	Tomatillo/Natre/ Natri Oreganillo	6	0,96 (0,82)
<i>Teucrium bicolor</i> Sm.		9	1,44 (1,24)
<i>Vachellia caven</i> (Molina) Seigler & Ebinger	Espino/Churque	42	6,71 (5,77)
Total		626	100 (85,99)
Arbórea Nombre científico	Nombre común	Número de individuos	Porcentaje de individuos ¹
<i>Cryptocarya alba</i> (Molina) Looser	Peumo	26	25,49 (3,57)
<i>Kageneckia oblonga</i> Ruiz & Pav.	Bollén	31	30,39(4,26)
<i>Lithraea caustica</i> (Molina) Hook. & Arn.	Litre	23	22,55(3,16)

Arbórea Nombre científico	Nombre común	Número de individuos	Porcentaje de individuos ¹	
<i>Quillaja Molina</i>	<i>saponaria</i>	Quillay	22	21,57 (3,02)
		Quillay	102	100 (14,01)
Total				

El 71,1% de los individuos presentaron rebrote (728 de 1024 individuos); mientras que las especies mayormente afectadas en términos de recuento de ejemplares muertos (secos) son *P. cuneifolia* (110 individuos), *B. linearis* (62 individuos) y *R. trinervia* (42 individuos) que representan el 37,2%, 20,9% y 14,2% respectivamente del total de individuos muertos (Apéndice 7), todos ellos corresponden a la estrata arbustiva.

En términos de distribución, los ejemplares secos están mayormente concentrados para los sitios de matorral (Figura 3), agrupando el 70% (207 individuos), la especie *P. cuneifolia* posee mayor relevancia en estos sitios (50,7% de los individuos muertos). Mientras tanto, los sitios de bosque agrupan el 30% (89 individuos), siendo la especie *R. trinervia* la con mayor relevancia con 43,8% de los individuos muertos para este tipo de vegetación (Apéndice 8).

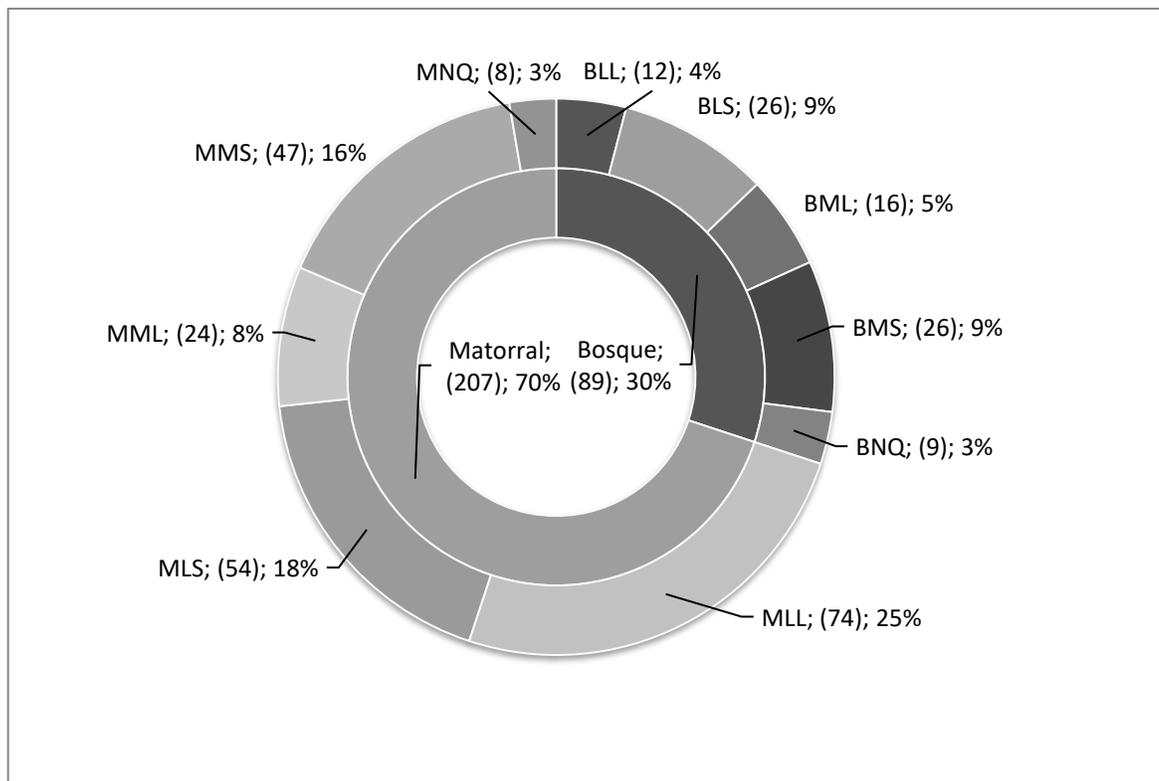


Figura 3. Distribución individuos secos por sitio y tipo de vegetación. Abreviaturas de sitios en Cuadro 1. Entre paréntesis, número de individuos.

Esta divergencia entre los tipos de vegetación podría ser explicada debido a que la vegetación de tipo matorral es más susceptible a la mortalidad postincendio. Puesto que, al estar asociada a laderas de exposición ecuatorial, recibe mayor radiación solar. Esto conlleva a una mayor deshidratación en comparación al tipo de vegetación bosque (asociados a sectores de umbría), lo que desencadena un mayor estrés hídrico (Montenegro y Riveros, 1977).

Así mismo, al obtener el porcentaje de individuos secos (Cuadro 3) se confirma que, hay mayor mortalidad de individuos en el tipo de vegetación matorral para ambas severidades (leve y severa) con respecto a bosque. En este caso, la mortalidad en ambos tipos de severidad (leve y severa) es similar (ambos sobre el 40%). Situación distinta para el tipo de vegetación bosque, el cual para severidad leve presenta una mayor resistencia (en términos de mortalidad) post incendio.

Cuadro 3. Relación individuos secos con respecto a individuos vivos

	Bosque			Matorral			Total
	Leve	Severa	No quemado	Leve	Severa	No quemado	
Individuos vivos	131	158	93	139	124	83	728
Individuos secos	28	52	9	98	101	8	296
Relación secos/vivos+secos (%)	17,6	24,8	8,8	41,4	44,9	8,8	28,9

Como observación adicional, se encontraron individuos de *Vachellia caven* y de *Colliguaja odorifera* con rebrotes secos (presumiblemente no soportaron la estación seca) (Figura 4a y 4b), por lo que se infiere que existe estrés hídrico en algunos sectores del Santuario. Esto es relevante, puesto que son especies tolerantes a condiciones hídricas adversas, debido a que poseen adaptaciones que permiten soportar estas condiciones (Venier et al., 2012; Montenegro y Riveros, 1977). Además se encontraron individuos de *Cryptocarya alba* con la base del tronco quemada, debilitando su integridad, provocando su posterior caída por los vientos (Figura 4c).

Estos daños dejan la interrogante sobre cómo la vegetación leñosa soportará las siguientes temporadas, considerando la sequía presente en Chile central, la cual es la de mayor duración registrada (Garreaud, et al., 2019) y a la disminución de las precipitaciones como elemento permanente producto del cambio climático.



Figura 4. Individuos leñosos con presumible estrés hídrico. a) rebrote seco de *Vachellia cavendishii*, b) rebrotes secos de *Colliguaja odorifera*, c) individuos de *Cryptocarya alba* caídos por vientos.

3.2. Respuesta en la regeneración

Los resultados obtenidos para este trabajo muestran una regeneración ínfima (20 individuos) en comparación al esfuerzo realizado (6200 m² de área evaluada). Tales individuos correspondieron a plántulas de *B. linearis*, *C. odorifera*, *C. alba*, *E. pulverulenta*, *M. latifolia* y *S. crispum*, distribuidas mayormente sobre el tipo de vegetación bosque (70%), siendo las especies *B. linearis* y *S. crispum* las más frecuentes (Figura 5). Estas en conjunto con *C. alba* representan el 75% de la regeneración observada, destacándose *S. crispum*, que por sí sola representa el 35%. Asimismo, esta especie presentó una facilidad para germinar en sitios abiertos (5 de 7 de los individuos se encontraban en esta situación ambiental). Condición similar fue la de *B. linearis*, la cual presentó 3 de los 4 individuos en sitio abierto, ambas especies presentaron mayor crecimiento en altura (Apéndice 3), especialmente *S. crispum*, por lo que se podría decir que estas especies presentan características colonizadoras en sitios disturbados post incendio. Este rasgo colonizador post incendio ha sido documentado en otros estudios para *B. linearis* (Quintanilla, 1996) (Cuadro 4). La mayoría de los individuos se encontraron en parcelas que presentaban bajos niveles de erosión y sin presencia de herbivoría (Apéndice 2).

Al comparar estos resultados con lo obtenido por Gómez-González et al. (2017), quienes evaluaron la respuesta de germinación post choque térmico (simulando condiciones post incendio) para algunas especies del bosque esclerófilo, es posible observar respuestas variadas con lo obtenido en este estudio. De 21 especies leñosas seleccionadas por Gómez-González et al (2017), 10 de ellas están presentes en este trabajo. Así, por ejemplo, de las 6 especies que presentaron germinación en esta investigación, la mitad fue evaluada anteriormente en dicho estudio (*B. linearis*, *C. odorifera* y *C. alba*). Para *B. linearis* no fue afectada su germinación en los tratamientos de choque térmico, lo que podría explicar su presencia en ambas situaciones de severidad (leve y severa); en *C. odorifera* obtuvieron una

respuesta similar para valores de hasta 100°C, ya que para 120°C la germinación se ve fuertemente inhibida, lo que explicaría en esta investigación su presencia únicamente en sitios con severidad leve. En contraparte, *C. alba* se obtuvo que su germinación se ve inhibida a los tratamientos de choque térmico. Esta diferencia con lo observado en terreno se podría explicar porque los individuos encontrados estaban en una condición de “micrositio”, esto es bajo nodriza y en fondo de quebrada, lo que pudo haber reducido las condiciones externas adversas. Por otro lado, el reclutamiento se encuentra dentro de los sitios en donde la pendiente y severidad son leves, además para el tipo de vegetación bosque en donde las condiciones de humedad son mayores con respecto al tipo de vegetación matorral, lo que puede favorecer la germinación.

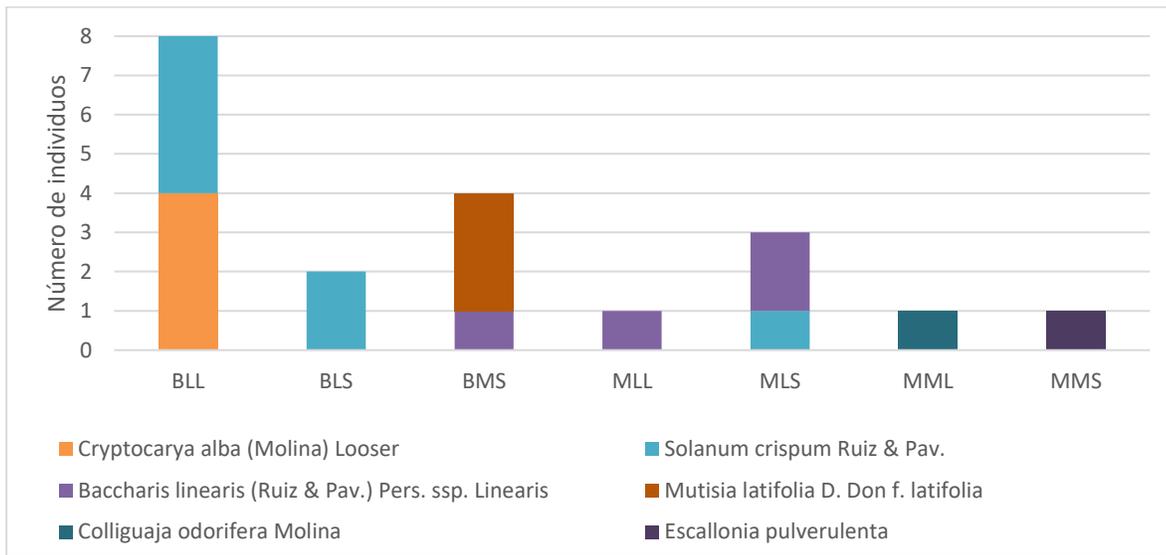


Figura 5. Regeneración de plantas leñosas en los distintos sitios. Nomenclatura de sitios se encuentra en el Cuadro 1.

Por otra parte, no se observó regeneración para las especies *V. caven*, *L. caustica* y *R. trinervia*, especies de las que en teoría se debieron hallar individuos, puesto que su germinación es favorecida post choque térmico (Gómez-González et al., 2017; Figueroa y Jaksic, 2004). Tampoco se observó regeneración en las parcelas de control (sitios no quemados), lo que indica que existen más factores que ejercen presión hacia la recuperación por esta vía, como lo es la herbivoría ejercida por animales rumiantes y lagomorfos presentes en el Santuario (Figura 6). Se ha documentado que algunas plántulas de especies del bosque esclerófilo solo prosperan en condiciones de exclusión de herbivoría (Droguett, 2019), por lo que este factor podría estar influyendo negativamente en la regeneración por esta vía. Esta presión es constante en el SN Quebrada de la Plata debido a que se comprobó la destrucción del cierre perimetral en los sectores más altos producto del incendio, por lo que la entrada de rumiantes fue permanente hacia el interior durante el período de estudio.



Figura 6. Evidencia de presión por herbivoría: a) ganado pastoreando, b) cuevas de lagomorfos.

La disposición de los individuos encontrados es similar en condiciones de bajo dosel y sitios abiertos (Cuadro 4), sin embargo, el recuento total es muy bajo para determinar un rol activo en la regeneración. A pesar de ello, es posible observar que el recuento de plántulas en sitio abierto está dominado por las especies *S. crispum* y *B. linearis*, la supervivencia de estas plántulas en esta condición ha sido documentada antes para *B. linearis* (Del Pozo et al., 1989). En tanto, *C. alba* y *K. oblonga* son las especies de mayor efecto de nodriza, puesto que la mayoría de las plántulas se encuentran bajo su dosel (63%); esto podría deberse a que son especies arbóreas, las cuales presentan condiciones de micrositio más favorables que especies arbustivas para la sobrevivencia de plántulas (Del Pozo et al., 1989).

Cuadro 4. Situación de los individuos que presentaron regeneración.

Especie	Total	Bajo nodriza	Sitio abierto	Sp. nodriza
<i>Cryptocarya alba</i>	4	4	0	<i>Cryptocarya alba</i>
<i>Solanum crispum</i>	7	2	5	<i>Retanilla trinervia</i>
<i>Mutisia latifolia</i>	3	3	0	<i>Kageneckia oblonga</i>
<i>Baccharis linearis</i>	4	1	3	<i>Vachellia caven</i>
<i>Colliguaja odorifera</i>	1	1	0	<i>Colliguaja odorifera</i>
<i>Escallonia pulverulenta</i>	1	1	0	<i>Kageneckia oblonga</i>
Total	20	12	8	

El bajo número de plántulas puede ser explicada por el efecto negativo del humo sobre la emergencia de las semillas para las especies del bosque esclerófilo (Gómez-González, 2008), otro punto es la alta competencia por nutrientes producida por la estrata herbácea. Así Martínez (2018) determinó una “explosión” de la cobertura herbácea para el área de estudio, lo que iría en desmedro de los recursos disponibles hacia las plántulas de especies leñosas. Adicionalmente, el banco de semillas para el bosque esclerófilo es notablemente más bajo que el de otros ecosistemas mediterráneos, esto en conjunto con una latencia física para la mayoría de las especies leñosas del bosque esclerófilo (Figueroa y Jaksic, 2004) ayudarían a explicar el bajo reclutamiento de individuos. Estudios anteriores han propuesto que la recuperación mayormente usada por las especies leñosas del bosque esclerófilo es

fundamentalmente por rebrote desde los tallos o lignotúberes (Fernández et al., 2010; Gómez y Hahn, 2017), condición que es corroborada en esta investigación.

Otro componente que afectaría a la germinación son las condiciones ambientales, dado que actualmente se atraviesa una de las temporadas de sequías más extensas que afectan a Chile central, conllevando a una baja precipitación acumulada durante la fecha de muestreo (Garreaud et al., 2019). Esto podría provocar una disminución en la producción de flores y frutos (Valladares et al., 2004), como también en la capacidad de supervivencia de las plántulas de las especies esclerófilas, pues la disponibilidad hídrica es un factor importante en ello (Becerra et al., 2013). Congruentemente, se observó que en la mayoría de los individuos que presentaron regeneración, la superficie del suelo se encontraba cubierta con una capa de mantillo (hojarasca, ramas u otro material vegetal) (Apéndice 3). La influencia de esta capa sobre plántulas en bosque esclerófilo ha sido estudiada para algunas especies leñosas (Cáceres, 2016; Kremer, 2014), en donde se demostró un efecto positivo sobre la regeneración, debido a su función protectora al impedir la depredación de semillas, como también en prevenir la desecación, aumentando la supervivencia de las plántulas. Adicionalmente se ha establecido que la capa de mantillo permite reincorporar nutrientes orgánicos e inorgánicos al suelo (Pérez et al., 2013), lo que eventualmente podría favorecer las condiciones para el establecimiento de las plántulas. Esto explicaría el patrón observado en este estudio sobre la regeneración de las especies leñosas.

Dadas estas circunstancias, se sugiere realizar estudios posteriores sobre germinación de semillas de especies leñosas en terreno, puesto que la regeneración por esta vía está condicionada por la latencia, viabilidad y dispersión de las semillas que al momento del muestreo puede que no se hayan podido superar, por lo que si se mantiene en las siguientes temporadas podría ser señal de problemas de regeneración en las plantas leñosas a través de esta vía.

3.3. Efecto de severidad, pendiente y tipo de vegetación sobre cobertura, volumen y origen de rebrote en plantas leñosas.

Las pruebas estadísticas aplicadas a la cobertura de rebrote evidenciaron diferencias significativas ($P < 0.001$). Al aplicar la prueba a posteriori (Cuadro 5) se demuestra una diferenciación entre el tipo de vegetación bosque y matorral en los sitios de control (no quemado). Los mayores porcentajes de cobertura se presentan para el tipo de vegetación bosque (~100% en BNQ vs ~60% en MNQ).

Esta diferencia en la respuesta de la vegetación expresada en la cobertura entre ambos sitios de control es esperable debido al factor condicionante de la disponibilidad hídrica del suelo, el cual depende en gran parte a la radiación solar recibida en cada situación, siendo más favorable (mayor disponibilidad hídrica) en los sitios con bosque (asociado a exposición polar) (Poblete, 2004). Esto se traduce en la formación de individuos arbóreos más desarrollados y a una mayor complejidad en la estrata horizontal con elementos arbustivos y arbóreos yuxtapuestos.

Por otra parte, al comparar las medias de las coberturas de los sitios correspondientes a matorral, se evidencia que solo en aquellos en que la severidad del incendio es mayor (MLS y MMS) las coberturas son significativamente menores al sitio control (MNQ). Respuesta similar se encuentra en los sitios correspondientes a bosque, así únicamente las medias de las coberturas de BMS y BLS son significativamente menores a BNQ (control) (Cuadro 5).

No es posible determinar la influencia que ejerce la pendiente sobre la cobertura, puesto que se observan respuestas disímiles a distintas severidades y tipos de vegetación.

Cuadro 5. Comparación múltiple sobre la cobertura de rebrote para los distintos sitios evaluados. Media¹ de cobertura expresada en porcentaje de las parcelas ubicadas para cada sitio; error estándar (SE); Grupo³ se refiere a las diferencias significativas de las medias de cobertura, calculado a través del test de Wald y PCM de Tukey; pérdida de cobertura⁴ está calculada con respecto a cada tipo de vegetación

Sitio*	Media (%)¹	SE²	Grupo³	Pérdida de cobertura (%)⁴
MLS	15,69	0,06	a	41,65
MMS	17,03	0,07	a	40,31
MLL	20,11	0,07	ab	37,23
MML	22,36	0,08	ab	34,98
BMS	25,66	0,09	ab	69,4
BLS	30,22	0,09	ab	64,84
MNQ	57,34	0,10	bc	-
BLL	81,85	0,07	cd	13,21
BML	89,38	0,05	cd	5,68
BNQ	95,06	0,02	d	-

(*) Nomenclatura de sitios se encuentra en cuadro 1.

No obstante, a pesar de no obtener diferencias significativas para severidad leve en ambos tipos de vegetación (al compararlos con los sitios control), es posible observar un descenso en la cobertura, siendo mayor en los sitios correspondientes a matorral. Esto se ve reflejado en una reducción de hasta un 35% en las medias de cobertura, más del doble al hacer el mismo ejercicio con los sitios correspondientes a bosque (pérdida cercana al 13% en cobertura). Por lo que, después de una temporada de ocurrido el incendio, la resiliencia desde el punto de vista de regeneración es mayor (en términos de cobertura) en los sitios con vegetación de tipo bosque.

Sin embargo, esta cualidad se reduce o anula cuando la severidad del incendio fue alta (severa), debido a una caída drástica en la cobertura en ambos tipos de vegetación (Cuadro 5). Esta baja es especialmente notoria en aquellos sitios con vegetación de tipo bosque, ya que desde los sitios control BNQ (95%) a BMS (25,6%) la pérdida de cobertura es cercana al 70%, versus un 41,6% al comparar MNQ (57,3%) con MLS (15,7%), por lo que, en

términos de pérdida de cobertura a altas severidades (severa) el tipo de vegetación bosque fue más afectado. Aun así, en términos absolutos de cobertura, las coberturas de bosque son superiores para la mayoría de los sitios con tipo de vegetación matorral, a excepción de MNQ (control).

3.3.1. Pruebas de contraste de la vegetación, pendiente y severidad de incendio sobre la cobertura de rebrote.

Se contrastaron las variables tipos de vegetación, pendiente y severidad para evaluar cómo influyen por sí sola a la cobertura de rebrote, obteniendo diferencias significativas para tipo de vegetación y severidad, no obstante, la variable pendiente no presenta diferencias significativas en la cobertura de rebrote (Cuadro 6).

De esta forma se determinó que la severidad del incendio afectó negativamente a la cobertura, ya que, al contrastar severidad severa (S) con no quemado (NQ), esta última tiene significativamente mayor cobertura. Misma respuesta se evidencia para severidad leve (L), mientras que al comparar ambas severidades (severa y leve) esta última tiene significativamente mayor cobertura, por lo que se puede inferir que a mayor severidad del incendio, menor cobertura de rebrote, independientemente de las otras variables estudiadas (tipo de vegetación y pendiente). Respuesta esperada debido a que mayor severidad implica mayor destrucción de la vegetación leñosa. En tanto la respuesta para el tipo de vegetación se obtuvieron diferencias significativas, siendo la cobertura de bosque (B) significativamente mayor a matorral (M), probablemente debido a las condiciones de mayor humedad y disponibilidad hídrica en el suelo, dadas por la topografía (exposición polar). Por otra parte, este tipo de vegetación presenta ejemplares arbóreos más desarrollados, que representan una contribución mucho mayor en la cobertura (Apéndice 6 y 10).

Cuadro 6. Resultados de la prueba de contraste sobre la cobertura de rebrote. T1¹ corresponde a la media de cobertura de las parcelas que cumplan la condición descrita en la primera columna del ítem “Contraste”; N² corresponde al número de parcelas; T2³ corresponde a la media de cobertura de las parcelas que cumplan la condición descrita en la segunda columna del ítem “Contraste”.

Contraste *	T1 (%)¹	N²	T2 (%)³	N²	Valor p
S vs NQ	15,12	20	68,23	10	<,0001
L vs NQ	44,51	20	68,23	10	0,0003
S vs L	15,12	20	44,51	20	<,0001
Mp vs Lp	26,53	20	33,10	20	0,7476
M vs B	21,75	25	53,25	25	<,0001

(*) S: severa, L: leve, NQ: no quemado, LP: levemente-moderadamente empinado, Mp: muy empinado, B: bosque, M: matorral.

3.4. Evaluación de volumen de rebrote mediante frecuencias acumuladas.

En cuanto al volumen de rebrote se aprecian diferencias notorias para el tipo de vegetación y severidad, mientras que para la pendiente los valores de frecuencias acumuladas tienen un comportamiento más difuso (Apéndice 9).

La respuesta de ambos tipos de vegetación es similar en los sitios control (Figura 7.a), ya que, se observa una tendencia en donde la mayoría de los individuos presentaron rangos de volumen más altos (60% de los individuos presentan rangos de volumen de rebrote entre 60,1 a 70%). Tomando esto en cuenta, se utilizó este criterio para comparar con las diferentes severidades de incendio. De esta manera se dedujo que el incendio afectó de forma negativa en la respuesta de volumen de rebrote en ambos tipos de vegetación, pues a diferentes niveles de severidad, la respuesta se encuentra en rangos más bajos para la misma población de los individuos (60%).

Para severidades altas la respuesta de volumen de rebrote también es semejante en ambos tipos de vegetación, sin embargo, en este caso se observa un comportamiento opuesto con respecto a los sitios control, pues la tendencia es que la mayor parte de los individuos poseen rangos de volumen bajos.

No obstante, cuando la severidad del incendio fue leve se aprecian diferencias en la respuesta de volumen de rebrote (Figura 7.b); en matorral el 60% de las observaciones se encontraron en rangos de volumen bajos, esto es entre 1,1% a 10% de volumen de rebrote, mientras que, para bosque usando el mismo criterio (60% de observaciones) el rango de volumen de rebrote es mucho más alto (50,1 % a 60 %). Por lo que a este nivel de severidad de incendio es posible afirmar un comportamiento diferenciado para el volumen de rebrote, el cual para el tipo de vegetación matorral se ve notablemente más afectado.

Una posible explicación puede encontrarse en el tipo de especies pertenecientes a la estrata arbustiva. Ya que, en los sitios catalogados como matorral, el número de individuos arbustivos es mayor que los arbóreos (Apéndice 10). Estos al poseer una corteza más delgada, son significativamente más inflamables (Saura et al., 2010; Montenegro et al., 2004), lo que conlleva a que las yemas que se encuentren ubicadas bajo la corteza de sus ramas se encuentran más desprotegidas en comparación a las especies arbóreas. Esto impediría el rebrote a partir de estas yemas, restringiendo el rebrote solo a yemas de lignotúberes ubicados bajo el suelo o en la base del tronco principal (más protegidos), esta relación queda más clara al ver el origen del rebrote en donde se observa que los individuos arbustivos presentan mayor rebrote a partir de la base del tronco principal (Apéndice 11). Por otra parte, las condiciones ambientales difieren para ambos tipos de vegetación, siendo más desfavorables para matorral, ya que está asociado a condiciones de mayor estrés hídrico, lo que provoca un menor desarrollo de la biomasa aérea en comparación a condiciones méxicas (Petit-Breuilh, 2016; Donoso et al., 2011).

Por otra parte, a niveles de severidad altos (severo) se visualiza una respuesta similar en

ambos tipos de vegetación, siendo la vegetación matorral levemente más afectada (Figura 7.c), agrupándose la mayoría de las observaciones en rangos más bajos de volumen de rebrote. Al comparar esta respuesta con respecto a severidad leve se evidencia un alza en la acumulación de datos en valores bajos de volumen de rebrote para ambos tipos de vegetación (matorral y bosque). Para el caso del tipo de vegetación matorral, este presenta una acumulación de datos más acelerada en los primeros niveles (0% - 10%) de volumen de rebrote con respecto a bosque, para luego estabilizarse a niveles similares. En este caso al aplicar el criterio del 60% de los datos acumulados (usado para este estudio), se obtiene que el sitio MMS (matorral muy empinado y severamente quemado) no obtuvo una respuesta de rebrote (0%), mientras que MLS (matorral levemente empinado y severamente quemado) se mantiene en el rango entre 1% a 10% de volumen de rebrote con respecto a severidad leve.

Para el tipo de vegetación bosque y a severidad alta el cambio en la respuesta de volumen de rebrote es más evidente. Al aplicar el criterio del 60% de los individuos, estos se agrupan para el rango de 10,1% a 20%, lo que significa una disminución de un 40% en el volumen en rebrote con respecto a severidad leve. Tomando esto en consideración, se puede inferir que, para este tipo de severidad, ambos tipos de vegetación fueron fuertemente afectados, en donde el nivel de resiliencia se ve comprometida en la vegetación tipo bosque con respecto a lo obtenido en severidad leve.

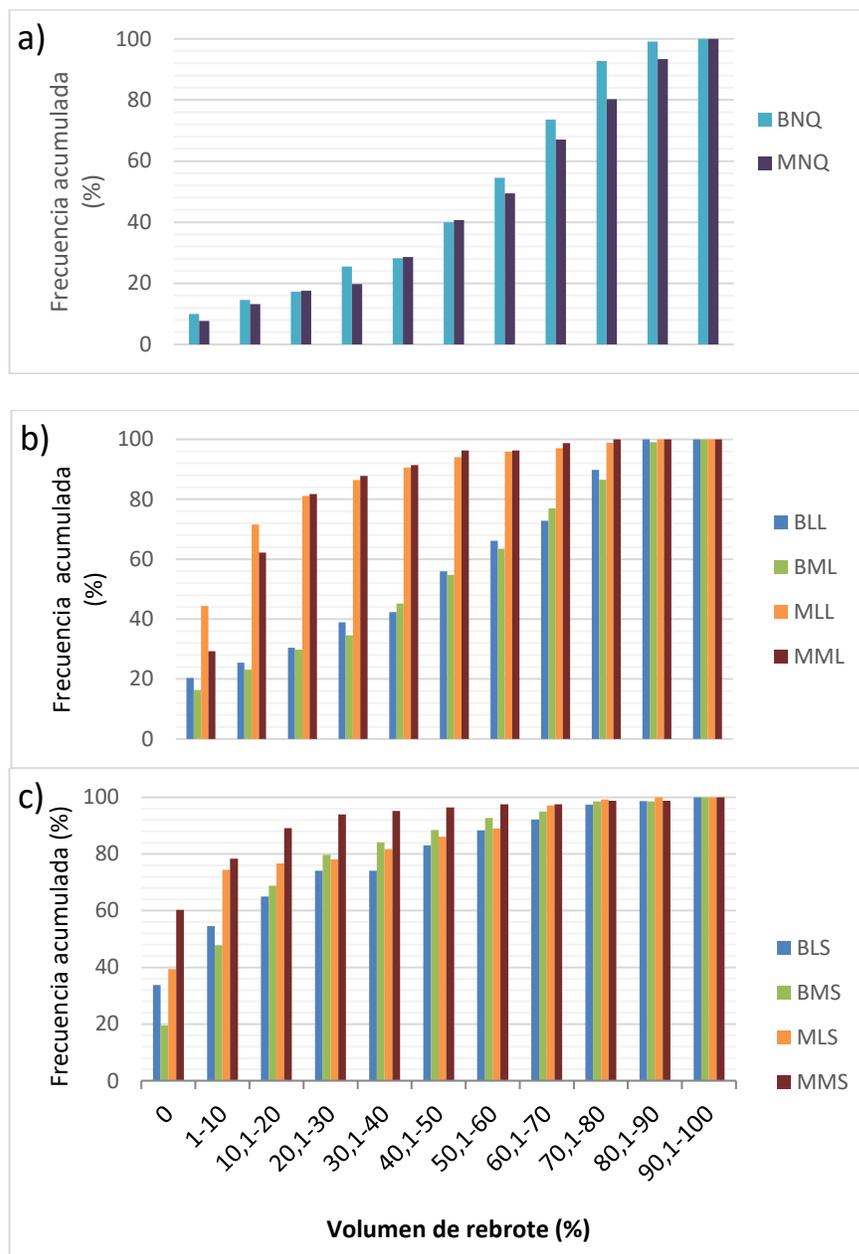


Figura 7. Frecuencias acumuladas para volumen de rebrote, agrupadas según severidad: a) no quemado, b) leve, c) severa, para los distintos sitios. Es posible observar patrones en la acumulación de datos. Si la acumulación de datos es alta en los primeros niveles (crecimiento acelerado) indica un volumen de rebrote menor. Nomenclatura de sitios se encuentra en cuadro 1.

Para los tipos de pendiente tanto en severidad leve como severa no se observan tendencias ni diferencias claras para ambos tipos de vegetación (Apéndice 9), esto evidencia que la

pendiente no ejerce influencia evidente en la respuesta de volumen de rebrote.

3.5. Evaluación de origen de rebrote.

Al analizar los datos en términos de origen de rebrote se observó un rebrote global de 71,1%, al desglosar el rebrote por tipos de vegetación, se obtuvo que para bosque hubo un 81,1%, mientras que para matorral solo el 62,6% de los individuos rebrotó (Cuadro 7). Al ver la distribución de los rebrotes para todos los sitios se confirma lo observado para volumen de rebrote. Aquellos con vegetación tipo bosque presentan mayormente rebrote proveniente desde las ramas (Cuadro 7), lo que favorecería a su recuperación, puesto que estos rebrotes se encuentran menos susceptibles a la herbivoría al tener un mayor crecimiento en altura que las plántulas provenientes de germinación de semillas (Droguett, 2019).

Cuadro 7. Distribución de origen de rebrote en porcentaje según tipo de vegetación. Total individuos¹ corresponde a la suma de individuos vivos y muertos.

Tipo de vegetación	Base (%) *	Rama (%) *	Base y rama (%) *	Individuos rebrote (%) *	sin Total individuos¹
Bosque	31,6	37,6	11,9	18,9	471
Matorral	36,5	17	9	37,4	553
Total	34,3	26,5	10,3	28,9	1024

*Porcentaje de individuos estimado con respecto al total de individuos¹ censados

Sin embargo, esta condición no se mantiene en todos los sitios. A distintos niveles de severidad la estrategia de la vegetación leñosa de rebrote cambia (Figura 9); en condiciones severas y leves el porcentaje de individuos no rebrotados es bajo al 10%, sin embargo, es considerablemente mayor a la situación control (cercano al 1% en ambos tipos de vegetación). A medida que la severidad aumenta, el origen de rebrote cambia desde una condición en donde el rebrote es ampliamente originado a partir de las yemas de ramas, a una en donde los lignotubérculos ubicados en las raíces o base de las plantas pasan a tener el protagonismo del rebrote. Esto se debe a una mayor protección de estos órganos al fuego al estar ubicados bajo suelo, en contraste con las yemas ubicadas en ramas.

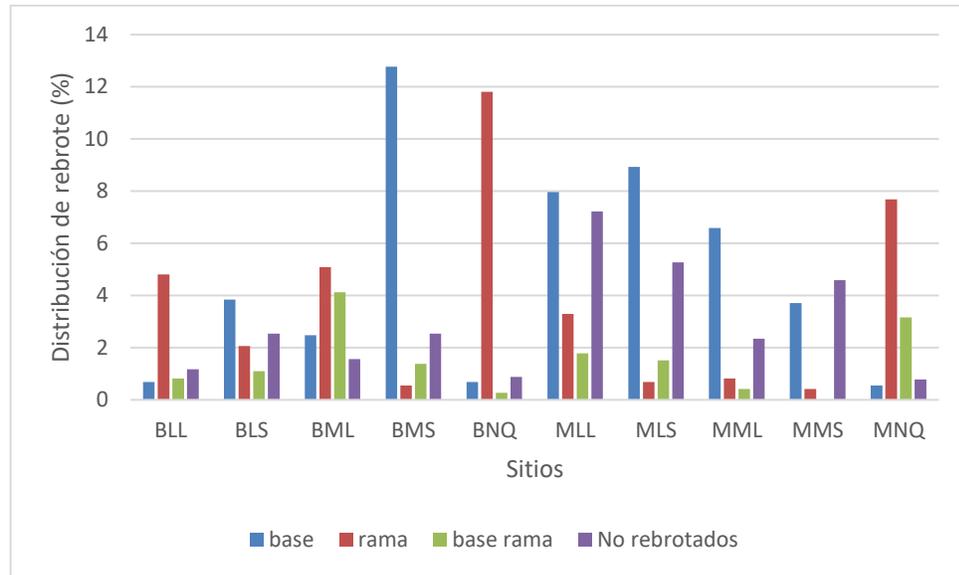


Figura 9. Distribución de origen de rebrote en los diferentes sitios. Nomenclatura de sitios se encuentra en cuadro 1.

Estos resultados indicarían que, a severidades altas, la intensidad del incendio fue tal que provocó la muerte de la mayoría de las yemas bajo la corteza de ramas en los individuos leñosos, restringiendo el rebrote hacia los lignotúberes o yemas ubicadas en la base de los individuos, esto se ve reflejado en el origen de rebrote (Figura 9), lo que ayudaría explicar la recuperación más lenta en términos de volumen de rebrote.

3.6. Evaluación de altura de rebrote

Finalmente, en términos de altura de rebrote los resultados muestran que en severidad alta (condiciones en donde el fuego carboniza la biomasa aérea), la respuesta de altura de rebrote fue significativamente mayor ($P < 0,001$) solo al compararse entre distintos tipos de vegetación. Sin embargo, a pesar de no existir diferencias en altura de rebrote entre los grupos del mismo tipo vegetación, se muestran alturas de rebrote mayores para severidades altas. Esto podría ser por el rol que alcanzan los lignotubérculos como reserva de carbohidratos en algunas especies leñosas del bosque esclerófilo (Gómez, 2003; Quintanilla y Castro, 1998; Montenegro et al., 1983) para un rápido rebrote con el fin de recuperar la mayor biomasa fotosintética posible en el corto plazo (Figura 10a).

Para altura de rebrote según la pendiente, se obtiene que en pendientes muy empinadas ($> 30\%$) la altura es significativamente mayor ($P < 0,001$) para la vegetación matorral (Figura 10b), lo que llama la atención, ya que se infiere que a pendientes mayores conlleva condiciones más adversas. En contraparte, para la vegetación de tipo bosque no existen diferencias significativas a diferentes tipos de pendientes. Por lo que se sugiere seguir estudiando esta variable en el futuro, para poder confirmar si se mantiene esta respuesta.

Por otra parte, la altura del rebrote es significativamente mayor ($P < 0,001$) para bosque

(Figura 10c), lo que refleja las condiciones más favorables (mayor humedad) con respecto a matorral, haciendo que la respuesta del crecimiento de los rebrotes sea más rápida. Esto se evidencia al ver la altura alcanzada, siendo prácticamente el doble para los rebrotes que se encuentren en los sitios de bosque.

Cabe mencionar que, no se incluyeron los rebrotes de los sitios control (no quemado), debido a que las especies leñosas prefieren rebrotar a partir de las yemas ubicadas en las ramas, lo que conlleva a un recuento muy bajo en esta condición, al compararlos con las diferentes severidades de incendio (Apéndice 11).

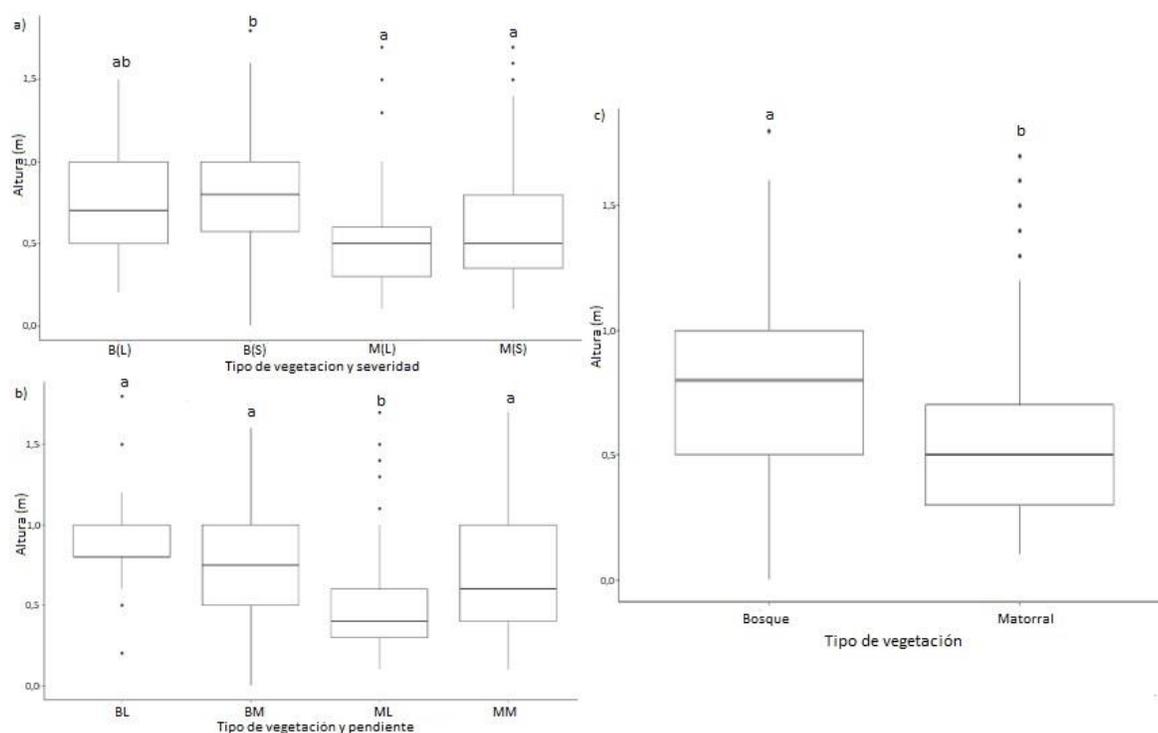


Figura 10. Distribución de altura rebrote originado en la base a distintas: a) severidades de incendio*, b) pendiente** y c) tipo de vegetación. Distintas letras representan diferencias significativas ($P < 0,001$). (*) B(L): Bosque-levemente quemado. B(S): Bosque-severamente quemado. M(L): Matorral levemente quemado. M(S): Matorral severamente quemado. (**) BL: Bosque leve-moderadamente empinado. BM: Bosque muy empinado. ML: Matorral leve-moderadamente empinado. MM: Matorral muy empinado.

Al analizar la respuesta de la altura del rebrote a partir de la base en función de los sitios, se obtienen diferencias significativas ($P < 0,05$), nuevamente no se incluye los sitios control (no quemados) por el bajo recuento de rebrote a partir de este origen (base). Al realizar las pruebas *a posteriori* se evidencia que el comportamiento de la altura tiene respuestas dispares (Figura 11). Así para los sitios correspondientes a la vegetación de tipo matorral en pendientes leves a leves-moderadas muestran en general rangos de altura más reducidas en comparación a pendientes muy empinadas. Esto se ve representado por los sitios MLL y MLS, los cuales poseen los rangos de alturas de rebrote más bajos (representados por distintas

letras) en comparación a los demás sitios (incluyendo aquellos de tipo de vegetación bosque).

Sin embargo, para la vegetación de tipo bosque se observa una respuesta más homogénea, ya que solo se encuentran diferencias significativas en los sitios BLS y BMS, siendo superior en BLS. Se observa que el elemento en común para mayor altura alcanzada en matorral es la pendiente muy empinada (MML y MMS), mientras que para el tipo de vegetación bosque corresponde a la alta severidad.

A nivel general la altura alcanzada para la vegetación de tipo bosque es mayor que en la de tipo matorral, este resultado sigue la tendencia de los resultados anteriores para este tipo de vegetación (matorral), en cuanto a presentar los sitios más afectados, sin embargo, se ve una respuesta más rápida en altura alcanzada para pendientes muy empinadas. Este resultado es llamativo, ya que en teoría una mayor pendiente genera situaciones ambientales (menor disponibilidad hídrica) más adversas en la vegetación, por lo que se sugiere profundizar esta respuesta en estudios posteriores para ratificar este comportamiento.

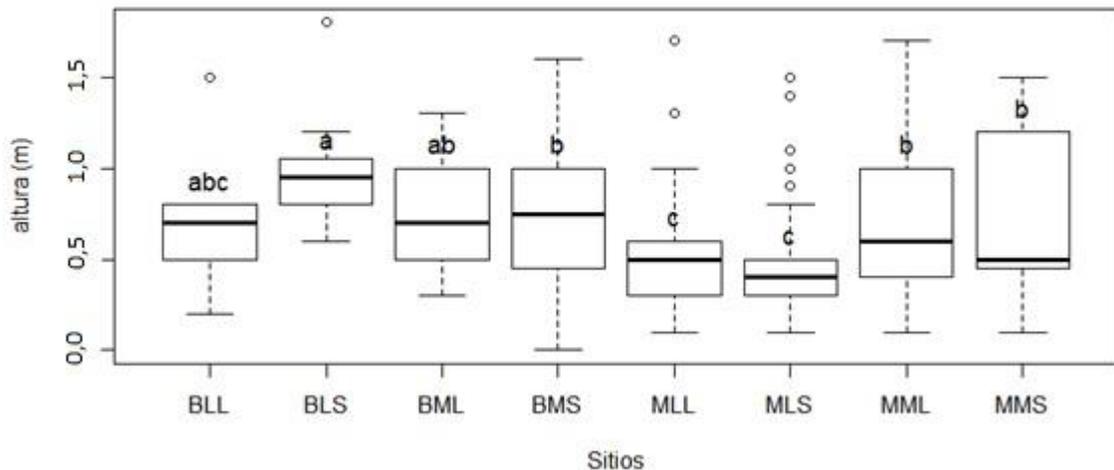


Figura 11. Comportamiento de la altura de rebrote para los distintos sitios. Nomenclatura de sitios se encuentra en cuadro 1. Distintas letras representan diferencias significativas ($P < 0,05$).

3.7. Consideraciones finales

Se requiere seguir el monitoreo de la flora leñosa en el SN Quebrada de La Plata, a la vez que se sugiere focalizar los esfuerzos de restauración para la vegetación de tipo matorral, puesto que los análisis arrojan una mayor afectación en su recuperación para las variables analizadas (cobertura, volumen y altura de rebrote) en comparación a su símil (bosque).

Además, se debe plantear el efecto de la sequía y cambio climático como agente de presión en la recuperación en este tipo de ecosistemas, siendo la vegetación de tipo matorral la que muestra mayores complicaciones. Esto podría desencadenar un círculo vicioso de riesgo de erosión, puesto que a menor vegetación los agregados de suelo quedan más expuestos a agentes erosivos como la precipitación, afectando a sus propiedades físicas y químicas, desencadenando un mayor riesgo de recuperación de las especies leñosas para esa situación ambiental. Bajo esta misma línea si la intensidad del incendio fue alta el suelo genera hidrofobicidad, haciendo más difícil la infiltración de las precipitaciones (Jordán et al., 2010). Por esta razón se plantea la necesidad del monitoreo y caracterización de suelos en estudios posteriores.

Por otra parte, el bajo reclutamiento de nuevos individuos a partir de la reproducción sexual (semillas) deja la interrogante si la viabilidad de las semillas de los individuos leñosos se encuentra comprometida o si la latencia, debido a los factores ambientales actuales al interior del Santuario no ha permitido superar esta condición.

Es importante destacar que la especie *Proustia cuneifolia* es una especie caducifolia y que durante la fecha de muestreo se encontraba en proceso de pérdida de hojas para entrar en estado de hibernación, lo que dada la alta cantidad de individuos de esta especie, es posible que hayan subestimado las variables de cobertura y volumen de rebrote. Por ende, se sugiere en monitoreos posteriores optar por otra época de muestreo, por ejemplo en septiembre, época en donde esta especie se encuentra con hojas, ó bien realizar seguimientos diferenciados para esta especie y evitar posibles sesgos.

4. CONCLUSIONES

Luego de una temporada de ocurrido el incendio, la respuesta a nivel de regeneración natural proveniente de semillas fue prácticamente nula, por lo que se plantea que la estrategia principal de recuperación de las especies leñosas tanto para las estratas arbustivas y arbóreas es a través de rebrotes vegetativos de individuos sobrevivientes.

Por otra parte, se identificaron 26 especies leñosas, de las cuales el 71,1% presentaron rebrote. La mortalidad está fuertemente asociada a las especies *P. cuneifolia*, *B. linearis* y *R. trinervia*, siendo *P. cuneifolia* la especie con más individuos muertos registrados para el tipo de vegetación matorral y *R. trinervia* para el tipo de vegetación bosque.

El porcentaje de cobertura estaría siendo explicado a través de las variables de severidad y vegetación, siendo mayor en severidades leves y para el tipo de vegetación bosque. Sin embargo, se evidencia una disminución en la cobertura para ambos tipos de vegetación en comparación a los sitios control (no quemado). Asimismo, el volumen de rebrote muestra resultados similares, siendo las variables severidad y tipo de vegetación las que determinan el comportamiento de esta respuesta, se identifica una mayor resiliencia en condiciones de severidad leve (independientemente de la pendiente) en el tipo de vegetación bosque, a pesar de ello, esta condición se pierde abruptamente a severidades altas. Mientras que, para matorral el volumen de rebrote se ve fuertemente reducido en cualquier grado de severidad.

En contra parte, la altura de rebrote presentó diferencias significativas para todas las variables, alcanzando alturas significativamente mayores para severidades altas, pendientes empinadas y para el tipo de vegetación bosque. En la misma línea, el origen del rebrote revela una relación con la severidad del incendio, siendo mayormente desde la base para condiciones severas, lo que demuestra el rol fundamental de los órganos protegidos bajo el suelo como la raíz o lignotubérculos para la recuperación en las condiciones más adversas.

Por lo cual es posible concluir que el elemento en común para los mejores niveles de rebrote corresponde a la vegetación de tipo bosque, esta a su vez está asociado a factores ambientales más favorables relacionado a condiciones más húmedas. En contraparte el tipo de vegetación matorral debido a su condición de aridez, provoca condiciones más adversas para el reclutamiento y supervivencia de plántulas, así como al desarrollo de la vegetación. Se plantea seguir el monitoreo para observar si esta respuesta cambia con el tiempo o si se mantiene totalmente restringida.

Dados estos resultados es que la regeneración y rebrote de la flora leñosa luego de una temporada de ocurrido el incendio muestra una recuperación diferenciada, no logrando en ninguna situación los niveles de respuesta obtenidos en los sitios control, por lo que el estado de la flora leñosa debe seguir siendo monitoreada, a la vez enfocar los esfuerzos de restauración especialmente para la vegetación de tipo matorral. Por lo que el panorama general indica que la vegetación leñosa revela una capacidad de resiliencia condicionada a factores ambientales, especialmente por la sequía que se evidencia en la zona.

5. BIBLIOGRAFÍA

Abarzúa, A.; C. Vargas; L. Jarpa; N. Gutiérrez; L. Hinojosa and S. Paula. 2016. Evidence of Neogene wildfires in central Chile: Charcoal records from the Navidad Formation. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 459: 76-85.

Acuña, S. 2018. Composición y diversidad florística en un área afectada por la erupción del volcán Chaitén luego de ocho años, Región de Los Lagos, Chile. Memoria Ingeniero Forestal. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. 58h.

Altamirano, A.; C. Salas; V. Yaitul; C. Smith-Ramirez y A. Ávila. 2013. Influencia de la heterogeneidad del paisaje en la ocurrencia de incendios forestales en Chile Central. *Revista de Geografía Norte Grande*, (55):157-170.

Araya, S. y G. Ávila. 1981. Rebrote de arbustos afectados por el fuego en el “matorral chileno”. *Anales Museo de Historia Natural de Valparaíso*, 14: 107-113.

Armesto, J. y J. Gutiérrez. 1978. El efecto del fuego en la estructura de la vegetación de Chile Central. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso*, 11(11): 43-48.

Arroyo, M.; P. Marquet; C. Marticorena; J. Simonetti; L. Cavieres; F. Squeo. et al. 2006. El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. (cap. 2, pp.90-93). En: CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente). Biodiversidad de Chile, patrimonio y desafíos. 2a. ed. Santiago, Chile: Ocho libros editores. 640 p.

Becerra, P.; G. Cruz; S. Ríos and G. Castelli. 2013. Importance of irrigation and plant size in the establishment succes of different native species in a dregraded ecosystem of central Chile. *Bosque*,34(1): 103-111.

Bodí, M.; A. Cerda; J. Mataix-Solera y S. Doerr. 2012, feb. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca Mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la asociación de Geógrafos Españoles*, 1(58): 33-55.

Bowman, D.; A. Moreira-Muñoz; C. Kolden; R. Chávez; A. Muñoz; F. Salinas et al. 2018. Human–environmental drivers and impacts of the globally extreme 2017 Chilean fires. *Ambio*:1-13.

Cáceres, L. 2016. Evaluación de la depredación de semillas de especies leñosas en el bosque esclerófilo mediterráneo andino de *Quillaja saponaria* y *Lithraea caustica*, a través de un experimento manipulativo del efecto de varios factores en el campo. Memoria de título Ingeniería en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 59p.

Castillo, M. 2014. Los incendios forestales en Chile un problema permanente y creciente. [En línea]. Laboratorio de Incendios Forestales, Universidad de Chile. Recuperado en: <<http://linfor.forestaluchile.cl/wp-content/uploads/2014/05/ID-36-2013-Actualidad-incendios.pdf>>. Consultado el: 8 de agosto de 2019.

Castillo, M.; R. Garfias; G. Julio y L. González. 2012, nov. Análisis de grandes incendios forestales en la vegetación nativa de Chile. *Interciencia*, 37(11): 796-804.

Castillo, M.; F. Rodríguez y Silva y J. Ramón Molina. 2009. Situación de los incendios forestales de vegetación nativa en la Región de Valparaíso, Chile Central. *Geographicalia*, (56): 89-110.

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. (Inf. Tec.). Corporación Nacional Forestal; Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile: CONAF. 51p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2016. Incendio forestal Cuesta Lo Prado: Efecto sobre la vegetación y análisis preliminar. Ministerio de Agricultura; Corporación Nacional Forestal. Santiago, Chile: CONAF. 23p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2009. Sistema de información territorial: Catastros usos de suelo y recursos vegetacionales. [En línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <<http://sit.conaf.cl/>> Consultado el: 20 de diciembre de 2018.

Crosti, R.; P.G. Ladd; K.W. Dixon and B. Piotto. 2006. Post-fire germination: The effect of smoke on seeds of select species from the central Mediterranean basin. *Forest Ecology and Management*, 221: 306-312.

Decreto N° 41. Aprueba y oficializa clasificación de especies, según su estado de conservación, sexto proceso. Santiago: Ministerio del Medio Ambiente, 2012. 2p. [Publicada en Diario Oficial el: 11 de abril de 2012].

Decreto N°44. Declara Santuario de la Naturaleza Quebrada de la Plata, comuna de Maipú, Región Metropolitana. Santiago: Ministerio del Medio Ambiente, 2016. 3p. [Publicada en Diario Oficial el: 17 de mayo de 2017].

Decreto N° 51. Aprueba y oficializa nómina para el tercer proceso de Clasificación de especies según su estado de Conservación. Santiago: Ministerio Secretaria General De La Presidencia, 2008. 4p. [Publicada en Diario Oficial el: 24 de abril de 2008].

Del Pozo, A.; E. Fuentes; E. Hajek y J. Molina. 1989. Zonación microclimática por efecto de los manchones de arbustos en el matorral de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural*, 62:85-94.

Donoso, C. 1982. Reseña ecológica de los bosques mediterráneos de Chile. *Bosque*, 2(4): 117-146.

Donoso, C.; K. Peña-Rojas; C. Pacheco; G. Luna y A. Aguirre. 2011. Respuesta fisiológica y de crecimiento en plantas de *Quillaja saponaria* y *Cryptocarya alba* sometidas a restricción hídrica. *BOSQUE*, 32(2): 187-195.

Droguett, P. 2019. Efecto de la exclusión de herbívoros, incendios y tipo de parche de vegetación sobre la regeneración natural de la vegetación leñosa de Chile central. Proyecto de Grado Magíster en Recursos Naturales. Santiago, Chile: Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. 44p.

Ferrari, S. and F. Cribari-Nieto. 2004. Beta Regression for Modelling Rates and Proportions. *Journal of Applied Statistics*, 31(7): 799-815.

Fernández, I.; N. Morales; L. Olivares; J. Salvatierra; M. Gómez y G. Montenegro. 2010. Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Santiago, Chile: Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile 162p.

Figuroa, J. y F. Jaksic. 2004. Latencia y banco de semillas en plantas de la región mediterránea de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77: 201-215.

Fuentes-Castillo, T.; A. Miranda; A. Rivera-Hutinel, C. Smith-Ramírez and M. Holmgren. 2012. Nucleated regeneration of semiarid sclerophyllous forests close to remnant vegetation. *Forest Ecology and Management*, 274: 30-47.

Gajardo, R. 1994. Región del matorral y del bosque esclerófilo. (cap. 5, pp. 43-59). En su: La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 165p.

Garreaud, R.; J. Boisier; R. Rondanelli; A. Montecinos; H. Sepúlveda and D. Veloso-Aguila. 2019, jun. The Central Chile Mega Drought (2010–2018): A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*, 1-19.

Garreaud, R.; C. Alvarez-Garretón; J. Barichivich; J. Boisier; D. Christie; M. Galleguillos et al. 2017. The 2010–2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 21:6307-6327.

Gómez- González, S.; S. Paula; L. Cavieres and J. Pausas. 2017. Postfire responses of the woody flora of Central Chile: Insights from a germination experiment. *PLoS ONE*, 12(7):

e0180661.

Gómez- González, S.; A. Sierra-Almeida and L. Cavieres. 2008. Does plant-derived smoke affect seed germination in dominant woody species of the Mediterranean matorral of central Chile?. *Forest Ecology and Management*, 255(5-6): 1510-1515.

Gómez, M. 2003. Contenido de carbohidratos en el lignotuber de *Cryptocarya alba* (mol.) looser y respuestas morfológicas de los rebrotes producidos a partir de él, durante la regeneración postfuego, en el matorral de Chile central. Tesis Magíster en Ciencias Biológicas, mención en Botánica. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. 60h.

Gómez, P. y S. Hahn. 2017. Regeneración postincendio de plantas leñosas en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don, zona costera, Región del Maule, Chile central. *Gayana Bot.*, 74(2): 302-306.

González, M.; S. Gómez-González; A. Lara; R. Garreaud and I. Díaz-Hormazábal. 2018. The 2010–2015 Megadrought and its influence on the fire regime in central and south-central Chile. *Ecosphere*, 9(8): e02300.

Holmgren, M.; A. Segura y E. Fuentes. 2000. Limiting mechanisms in the regeneration of the Chilean matorral. Experiments on seedling establishment in burned and cleared mesic sites. *Plant Ecology*, 147: 49-57.

Holmgren, M.; M. Scheffer and M. Huston. 1997. The Interplay Of Facilitation And Competition In Plant Communities. *Ecology*, 78(7): 1966-1975.

Holz, A.; T. Kitzberger; J. Paritsis and Veblen. 2012, nov. Ecological and climatic controls of modern wildfire activity patterns across southwestern South America. *Ecosphere*, 3(11): 1-25.

Instituto de Botánica Darwinion. 2019. Catálogo de plantas vasculares. [En línea]. Buenos Aires, Argentina. Recuperado en: <<http://www.darwin.edu.ar/proyectos/floraargentina/fa.htm>>. Consultado el: 8 de octubre de 2019.

Inzunza, J. 2003. Climas de Chile. (cap. 15, pp. 421-451). En su: Meteorología descriptiva. Concepción, Chile: Universidad de Concepción. 451p.

Jolly, W.; M. Cochrane; P. Freeborn; Z. Holden; T. Brown; G. Williamson et al. 2015. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nat. Commun.*, 6:7537.

Jordán, A.; L. Zavala; F. González; G. Bárcenas-Moreno y J. Mataix-Solera. 2010.

Repelencia al agua en suelos afectados por incendios: métodos sencillos de determinación e interpretación (cap. 2.4). En: Actualización en métodos y técnicas para el estudio de suelos afectados por incendios forestales. España: Universidad de Valencia.

Key, C. and N. Benson. 2006. Landscape Assessment (LA): Sampling and analysis methods. In: Lutes, D.; R. Keane; J. Caratti; C. Key; N. Benson; S. Sutherland. et al. FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system. United States: Department of Agriculture; Forest Service; Rocky Mountain Research Station. 400 p.

Kremer, K. 2014. Efecto de la disponibilidad hídrica y profundidad de hojarasca sobre la germinación de semillas y supervivencia y crecimiento inicial de plantas de regeneración de *Beilschmiedia miersii* (gay) *kosterm*, en la Quebrada del Árbol, Región Metropolitana. Memoria de título Ingeniería en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 52p.

Le Quesne, C.; D. Stahle; J. Aravena and J. Barichivich. 2006, nov. Ancient *Austrocedrus* tree-ring chronologies used to reconstruct Central Chile precipitation variability from A.D 1200 to 2000. *Journal of Climate*, 19:5731-5744.

León, M. y F. Squeo. 2004. Levantamiento hidráulico: la raíz del asunto. (pp. 99-109). En: Fisiología Ecológica en Plantas: Mecanismos y Respuestas a Estrés en los Ecosistemas. Valparaíso, Chile: Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.

Luebert, F. y P. Pliscoff. 2017. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. 2ª. ed. Santiago de Chile: Editorial Universitaria.

Luebert, F. y Pliscoff, P. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Santiago de Chile: Editorial Universitaria.

Martin, M. 2009. Inventario de los ecosistemas forestales: manual de operaciones en terreno. Valdivia: INFOR. 139p.

Martínez, T. 2018. Análisis de la regeneración de especies herbáceas una temporada después de un incendio en el santuario de la naturaleza quebrada de la plata. Memoria de título Ingeniería en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 51p.

McKight, P. and J. Najab. 2010. Kruskal-wallis test. The corsini encyclopedia of psychology, 1-1.

Meza, F. 2013, sep. Recent trends and ENSO influence on droughts in Northern Chile: An application of the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Weather and Climates Extremes*, 1:51-58.

Montenegro, G.; R. Ginocchio; A. Segura; J. Keely and M. Gómez. 2004. Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions = Regímenes de incendios y respuestas de la vegetación en dos regiones de clima Mediterráneo. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77: 455-464.

Montenegro, G.; M. Gómez; F. Díaz and R. Ginocchio. 2003. Regeneration Potential of Chilean Matorral After Fire: An Updated View. (cap 14. Pp. 381-409). En: Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas. New York: Springer. 444p.

Montenegro, G.; G. Ávila and P. Shatte. 1983. Presence and development of lignotubers in shrubs of the Chilean matorral. *Canadian Journal of Botany*, 61: 1808-1815.

Montenegro, G. and F Riveros. 1977. Comparison of Differential Environmental Responses of *Colliguaja odorifera*. *Flora, Bd*, 166: 125-135.

MMA (Ministerio del Medio Ambiente), Chile. 2016. Autoridades dan a Conocer Daño Ecológico por Incendio en Santuario de la Naturaleza Quebrada de la Plata. [En línea]. Recuperado en: <<http://portal.mma.gob.cl/autoridades-dan-a-conocer-dano-ecologico-por-incendio-en-santuario-de-la-naturaleza-quebrada-de-la-plata/>> Consultado el: 20 de septiembre de 2018.

Muñoz, M.R.; F.A. Squeo; M.F. León; Y. Tracol and J. R. Gutiérrez. 2008. Hydraulic lift in three shrub species from the Chilean coastal desert. *Journal of Arid Environments*, 72(5): 624-632.

Navarrete, L. 2013. Propuesta de pautas metodológicas para evaluar el estado de ecosistemas boscosos post-incendio. Un caso de estudio en el Parque Nacional Chiloé. Memoria Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia: Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. 35p.

Pausas, J. and S. Paula. 2012. Fuel shapes the fire–climate relationship: evidence from Mediterranean ecosystems. *Global Ecol. Biogeogr.*, 21: 1074-1082.

Pérez, C.; J. Frangi; J. Goya; A. Luy y M. Arturi. 2013. Contenido de nutrientes en las raíces finas y el mantillo de rodales de *Eucalyptus grandis* de diferente edad en la Mesopotamia Argentina. *Bosque*, 34(3): 303-310.

Petit-Breuilh. 2016. Respuestas morfofisiológicas de *Quillaja saponaria mol.* y *Lithraea caustica (mol.) et arn.* a la eliminación paulatina del riego en una plantación, en cerro el roble, Región Metropolitana. Memoria Ingeniero Forestal. 35 p.

Poblete, H. 2004. Efecto de la exposición y de la pendiente en algunas propiedades del suelo, flora y vegetación de la Quebrada de La Plata, Región Metropolitana. Memoria Ingeniero

Agrónomo, Mención Manejo de Suelos y Aguas, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 99p.

Quintanilla, V. 2000. Influencia del fuego en el desequilibrio ecológico de la vegetación en la zona mediterránea de Chile: casos de estudio. *Investigaciones Geográficas*, (34): 3-15.

Quintanilla, V. y R. Castro. 1998. Seguimiento de las cubiertas vegetales post-incendios forestales en la zona mediterránea costera de Chile. *Serie Geográfica*, 7: 147-154.

Quintanilla, V. 1996. Alteraciones por el fuego en la Cordillera de la Costa de Chile mediterráneo. Antecedentes en un parque nacional. *Pirineos*, (147-148): 97-113.

Sandoval, N. 2016. Capacidad de regeneración natural del bosque esclerófilo de Chile central después de distintas frecuencias de incendios. Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 75 p.

Saura, S.; S. Paula; J.G Pausas and F. Lloret. 2010. Fuel loading and flammability in the Mediterranean Basin woody species with different post-fire regenerative strategies. *International Journal of Wildland Fire*, 19(6): 783-794.

Schlegel, F. 1963. Estudio florístico y fitosociológico de la Quebrada de La Plata, hacienda Rinconada de Lo Cerda, Maipú Provincia de Santiago, Departamento de Santiago, comuna de Maipú. Memoria Ingeniero Forestal. Santiago, Chile: Escuela de Ingeniería Forestal. 221p.

Tapia, D. 2005. Propuesta de intervenciones silviculturales con fines de rehabilitación en la Quebrada de la Plata, Región Metropolitana. Memoria Ingeniero Forestal. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. 86h.

Torres, M. 2001. Recopilación bibliográfica sobre el proceso de erosión en Chile y la factibilidad del uso de *Quillaja saponaria* en suelos degradados. Seminario Técnico Universitario Forestal. Concepción, Chile: Departamento forestal, Universidad de Concepción. 60h.

Universidad de Chile. 2016. Solicitud de declaración de Monumento Nacional en la categoría de Santuario de la Naturaleza: Santuario de la Naturaleza Quebrada de la Plata. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 179p.

Universidad de Chile. 2017. Plan de restauración socio-ecológica del Santuario de la Naturaleza Quebrada de la Plata. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 141p.

Úbeda, X. and P. Sarricolea. 2016, oct. Wildfires in Chile: A review. *Global and Planetary Change*, 146: 152-161.

Uribe, J.; R. Cabrera; A. De la Fuente y M. Paneque. 2012. Atlas bioclimático de Chile. Chile: Universidad de Chile. 224p.

Urrutia-Jalabert, R.; M. González; A. González-Reyes; A. Lara. And R, Garreaud. 2018. Climate variability and forest fires in central and south-central Chile. *Ecosphere*,9(4):e02171.

Valladares, F.; A. Vilagrosa; J. Peñuelas; R. Ogaya; J. Camrero; L. Corcuera et al. 2004. Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía. (cap. 6, pp. 163-190). En: Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. España: EGRAF. 29p.

Valderrama, L.; J. Contreras-Reyes and R. Carrasco. 2018. Ecological Impact of Forest Fires and Subsequent Restoration in Chile. *Resources*, 7(26): 1-10.

Vargas, R.; M. González; D. McWethy; J. Sanguinetti; A. Pauchard; C. Zamorano et al. 2017. Restauración ecológica post-incendios forestales en La Araucanía Andina (Doc. Tec. N°235), Corporación Nacional Forestal, Ministerio de Agricultura. Chile. 12p.

Venier, P.; M. Cabido; A. Mangeaud y G. Funes. 2012. Crecimiento y supervivencia de plántulas de cinco especies de *Acacia* (Fabaceae), que coexisten en bosques secos neotropicales de Argentina, en distintas condiciones de disponibilidad de luz y agua. *Revista de biología tropical*, 61(2): 583-594.

Villaseñor, R. y F. Sáiz. 1993. Incendios forestales en el Parque Nacional La Camapana sector Ocoa, V Región, Chile II. Efecto sobre el estrato arbustivo-arbóreo #. *Anales Museo de Historia Natural*, 21:15-26.

6. APÉNDICES

Apéndice 1. Características generales y coordenadas de las parcelas.

Nº parcela	Severidad	Pendiente	Vegetación	Sitio	UTME	UTMS	Elevación (m.s.n.m.)	Exposición
1	Leve	Leve-Moderada	Bosque	BLL	322799	6292154	667	S
2	Leve	Leve-Moderada	Bosque	BLL	323419	6292334	592	S
3	Leve	Leve-Moderada	Bosque	BLL	322982	6292090	635	NE
4	Leve	Leve-Moderada	Bosque	BLL	321682	6291485	770	NO
5	Severa	Leve-Moderada	Bosque	BLS	322409	6293157	1012	E
6	Severa	Muy empinado	Matorral	MMS	324521	6293618	705	S
7	Severa	Muy empinado	Bosque	BMS	322099	6291954	746	SE
8	No quemado	-	Bosque	BNQ	324280	6292320	518	S
9	Severa	Muy empinado	Bosque	BMS	321306	6292541	921	SO
10	Severa	Muy empinado	Bosque	BLS	322999	6292169	630	SE
11	Severa	Muy empinado	Bosque	BMS	322578	6292857	943	S
12	Severa	Leve-Moderada	Bosque	BLS	323116	6292227	622	SE
13	Severa	Muy empinado	Bosque	BMS	322216	6293004	1049	S
14	Leve	Leve-Moderada	Matorral	MLL	324417	6292461	522	E
15	Severa	Leve-Moderada	Bosque	BLS	323698	6292362	562	S
16	No quemado	-	Bosque	BNQ	321315	6292469	903	SO
17	No quemado	-	Matorral	MNQ	321052	6291451	811	SE
18	No quemado	-	Matorral	MNQ	321656	6291375	778	NO
19	Leve	Leve-Moderada	Bosque	BLL	323633	6292303	562	S
20	No quemado	-	Bosque	BNQ	321071	6291119	858	N
21	Leve	Muy empinado	Matorral	MML	323291	6292188	620	N

Nº parcela	Severidad	Pendiente	Vegetación	Sitio	UTME	UTMS	Elevación	Exposición
22	Leve	Muy empinado	Matorral	MML	323900	6292073	578	N
23	Leve	Muy empinado	Bosque	BML	323781	6292365	569	S
24	Leve	Muy empinado	Bosque	BML	323555	6292384	586	S
25	Leve	Muy empinado	Bosque	BML	324941	6293122	509	SE
26	Severa	Muy empinado	Matorral	MMS	322978	6291823	710	NE
27	Severa	Muy empinado	Bosque	BMS	325034	6293162	520	S
28	Severa	Muy empinado	Matorral	MML	323238	6292187	620	N
29	Severa	Muy empinado	Matorral	MMS	322697	6291828	721	N
30	Severa	Leve-Moderada	Matorral	MLS	324589	6293133	572	E
31	Leve	Muy empinado	Matorral	MML	324404	6291969	663	NO
32	Leve	Muy empinado	Bosque	BML	322715	6292019	656	SE
33	Leve	Muy empinado	Matorral	MML	324364	6292036	604	NO
34	Leve	Leve-Moderada	Bosque	BML	322066	6291885	751	SE
35	Severa	Leve-Moderada	Matorral	MLS	325142	6292512	483	NE
36	Severa	Muy empinado	Matorral	MMS	323504	6292154	607	N
37	Leve	Leve-Moderada	Bosque	BLS	324477	6292459	518	SE
38	Leve	Leve-Moderada	Matorral	MLL	322437	6291640	782	NO
39	Severa	Leve-Moderada	Matorral	MLS	323143	6291527	731	NO
40	Severa	Leve-Moderada	Matorral	MLS	324539	6292760	522	E
41	No quemado	-	Matorral	MNQ	321223	6291455	821	N
42	No quemado	-	Matorral	MNQ	325509	6293050	482	E
43	No quemado	-	Matorral	MNQ	321390	6291331	870	NE
44	No quemado	-	Bosque	BNQ	321721	6291939	767	S
45	No quemado	-	Bosque	NNQ	322192	6291837	701	E
46	Leve	Leve-Moderada	Matorral	MLL	324975	6292811	489	E
47	Leve	Leve-Moderada	Matorral	MLL	324274	6291931	610	N
48	Severa	Leve-Moderada	Matorral	MMS	323405	6292106	625	NE

Nº parcela	Severidad	Pendiente	Vegetación	Sitio	UTME	UTMS	Elevación	Exposición
49	Severa	Leve-Moderada	Matorral	MLS	324267	6293305	666	NE
50	Leve	Leve-Moderada	Matorral	MLL	325437	6292916	477	NE

Proyección UTM, Huso 19 Sur, Datum WGS 84.

Apéndice 2. Características específicas de las parcelas.

Parcela	Sitio	Fecha de muestreo	Grado de erosión	de Relieve	Intensidad de pastoreo
1	BLL	19-06-2018	media-mantillo	fondo de quebrada	NA
2	BLL	13-06-2018	leve-laminar	llanura-piedmont	NA
3	BLL	19-06-2018	NA	fondo de quebrada	NA
4	BLL	21-06-2018	leve-mantillo	baja ladera	NA
5	BLS	10-07-2018	leve-mantillo	alta ladera	NA
6	MMS	04-06-2018	leve-mantillo	media ladera	NA
7	BMS	27-06-2018	leve-laminar	media ladera	NA
8	BNQ	05-06-2018	NA	baja ladera	NA
9	BMS	03-07-2018	moderado-mantillo	alta ladera	leve
10	BLS	14-06-2018	NA	media ladera	NA
11	BMS	10-07-2018	NA	alta ladera	NA
12	BLS	14-06-2018	NA	media ladera	NA
13	BMS	10-07-2018	NA	alta ladera	NA
14	MLL	06-06-2018	leve-laminar	valle, piedmont	NA
15	BLS	07-06-2018	leve-laminar	baja ladera	NA

Parcela	Sitio	Fecha de muestreo	Grado de erosión	de Relieve	Intensidad de pastoreo
16	BNQ	03-07-2018	NA	baja ladera	NA
17	MNQ	26-06-2018	NA	baja ladera fondo	NA
18	MNQ	18-01-2019	NA	de quebrada	NA
19	BLL	07-06-2018	leve-surco moderado-	baja ladera	leve
20	BNQ	26-06-2018	surco	media ladera	NA
21	MML	13-06-2018	leve-laminar	Piedmont	NA
22	MML	09-07-2018	leve-mantillo	baja ladera	NA
23	BML	07-06-2018	leve-laminar	media ladera	NA
24	BML	13-06-2018	leve-laminar	Microquebrada	NA
25	BML	04-06-2018	sin datos	sin datos	NA
26	MMS	18-06-2018	leve-laminar	media ladera	Leve
27	BMS	04-06-2018	sin datos	baja ladera	NA
28	MML	14-06-2018	leve-laminar	baja ladera	NA
29	MMS	18-06-2018	leve-laminar	media ladera	NA
30	MLS	05-06-2018	leve-laminar moderado-	baja ladera	NA
31	MML	06-06-2018	laminar	alta ladera	NA
32	BML	19-06-2018	NA	baja ladera	NA
33	MML	06-06-2018	leve-laminar	media ladera	NA
34	BML	27-06-2018	NA	media ladera	NA
35	MLS	31-05-2018	NA	Valle	NA
36	MMS	13-06-2018	leve-laminar	media ladera	NA
37	BLS	01-06-2018	leve-laminar	valle-piedmont	NA

Parcela	Sitio	Fecha de muestreo	Grado de erosión	de Relieve	Intensidad de pastoreo
38	MLL	18-06-2018	moderado-mantillo	media ladera	NA
39	MLS	09-07-2018	leve-laminar	media ladera	NA
40	MLS	27-06-2018	leve-laminar	baja ladera	NA
41	MNQ	26-06-2018	leve-laminar	alta ladera	NA
42	MNQ	31-05-2018	NA	baja ladera	NA
43	MNQ	26-06-2018	leve-laminar	alta ladera	NA
44	BNQ	27-06-2018	leve-laminar	media ladera	NA
45	BNQ	03-07-2018	NA	baja ladera	NA
46	MLL	31-05-2018	leve-laminar	Valle	NA
47	MLL	06-06-2018	leve-laminar	baja ladera	NA
48	MMS	13-06-2018	leve-laminar	media ladera	NA
49	MLS	05-06-2018	leve-laminar	baja ladera	NA
50	MLL	31-05-2018	NA	Valle	NA

Apéndice 3. Resumen regeneración natural de plantas leñosas.

Sitio	Punto de muestreo	Especie	Altura (cm)	Mantillo	Situación(*)
BLL	1	<i>Cryptocarya alba</i>	0-5	Sí	bn
BLL	3	<i>Cryptocarya alba</i>	15,1-20	Sí	bn
BLL	3	<i>Cryptocarya alba</i>	10,1-15	Sí	bn
BLL	3	<i>Cryptocarya alba</i>	5,1-10	Sí	bn
MMS	6	<i>Escallonia pulverulenta</i>	20,1-25	Sí	bn
BLS	10	<i>Solanum crispum</i>	20,1-25	No	bn
BMS	13	<i>Baccharis linearis</i>	30,1-35	Sí	sa

Sitio	Punto de muestreo	Especie	Altura (cm)	Mantillo	Situación(*)
BMS	13	<i>Mutisia latifolia</i>	25,1-30	Sí	bn
BMS	13	<i>Mutisia latifolia</i>	25,1-30	Sí	bn
BMS	13	<i>Mutisia latifolia</i>	25,1-30	Sí	bn
BLS	15	<i>Solanum crispum.</i>	25,1-30	Sí	sa
BLL	19	<i>Solanum crispum.</i>	35,1-40	Sí	bn
BLL	19	<i>Solanum crispum</i>	35,1-40	Sí	sa
BLL	19	<i>Solanum crispum</i>	30,1-35	Sí	sa
BLL	19	<i>Solanum crispum</i>	30,1-35	Sí	sa
MML	21	<i>Colliguaja odorifera</i>	10,1-15	Sí	bn
MLS	39	<i>Solanum crispum.</i>	35,1-40	Sí	sa
MLS	39	<i>Baccharis linearis</i>	30,1-35	Sí	sa
MLS	39	<i>Baccharis linearis</i>	15,1-20	Sí	sa
MLL	46	<i>Baccharis linearis</i>	0-5	Sí	bn

(*) bn: bajo nodriza. sa: sitio abierto

Apéndice 4. Fotografía de referencia usada en la estimación de volumen de rebrote (*).



(*). En este caso es posible visualizar rebrote en 5 segmentos por lo que su rango de volumen de rebrote es 5 (40,1-50%).

Especie	Sitio	Parcela	Frecuencia (%)	N° ind. vivos (%)*	N° individuos rebrotados			
					Base	Rama	Base - rama	No rebrotados
<i>Mutisia latifolia</i> D. Don <i>f. latifolia</i>	BMS	13	2	3(0,41)	3	0	0	0
	BLL,BML,BMS,BNQ,							
<i>Podanthus mitiqui</i> Lindl.	MNQ	1-3-8-13-16-32-43-44	16	29(3,98)	2	23	4	5
<i>Porlieria chilensis</i> I.M. <i>Johnst.</i>	BML,MLL	14-23	4	3(0,41)	0	3	0	0
<i>Proustia cuneifolia</i> D. <i>Don var. Cuneifolia</i>	BLL,BLS,BNQ,MLL,M LS,MML,MMS,MNQ	14-19-20-22-26-29-30-31- 33-35-37-38-42-44-46-47	32	109(14,97))	78	18	13	110
	BLL,BLS,BMS,BNQ,M LL,MLS,MML,MMS,M	3-5-7-11-14-15-18-29-31- 33-36-38-39-43-45-47-48	34	0 (0)	0	0	0	35
<i>quemado/seco</i>	NQ							
<i>Quillaja saponaria</i> <i>Molina</i>	BLL,BLS,BML,BMS,B NQ,MNQ	2-3-4-5-9-16-17-23-24-27- 32-34-41-44-45	30	22(3,02)	0	20	2	0
<i>Retanilla trinervia</i> <i>(Gillies & Hook.) Hook.</i> <i>& Arn.</i>	BLL,BLS,BML,BMS,B NQ,MLS,MNQ	2-4-5-7-8-9-10-12-15-16- 18-19-20-24-25-27-30-32- 34-37-44-49	44	102(14,01))	46	37	19	42
<i>Solanum crispum</i> Ruiz & <i>Pav.</i>	BLL,BLS,BMS,BNQ,M LS	2-9-15-20-49	10	6(0,82)	2	3	1	9
<i>Teucrium bicolor</i> Sm.	BML,BMS,MNQ	11-24-43	6	9(1,24)	2	7	0	0
<i>Vachellia caven</i> <i>(Molina) Seigler &</i> <i>Ebinger</i>	BLL,BLS,MLL,MLS,M ML,MMS,MNQ	2-4-12-18-19-21-22-26-28- 29-33-36-38-39-46-48	32	42(5,77)	8	34	0	9
			Total	728(100)	351	271	106	296

(*) El porcentaje es calculado con respecto a la totalidad de individuos vivos censados.

Apéndice 6. Cobertura por especies.

Especie	Cobertura absoluta (%)*	Cobertura relativa (%)	Cobertura acumulada (%)
<i>Quillaja saponaria</i> Molina	9,93	23,53	23,53
<i>Lithraea caustica</i> (Molina) Hook. & Arn.	6,03	14,29	37,82
<i>Cryptocarya alba</i> (Molina) Looser	5,14	12,18	50,00
<i>Colliguaja odorifera</i> Molina	4,99	11,81	61,81
<i>Vachellia caven</i> (Molina) Seigler & Ebinger	4,93	11,68	73,49
<i>Retanilla trinervia</i> (Gillies & Hook.) Hook. & Arn.	4,78	11,32	84,81
<i>Kageneckia oblonga</i> Ruiz & Pav.	1,13	2,67	87,48
<i>Baccharis linearis</i> (Ruiz & Pav.) Pers. ssp. <i>Linearis</i>	1,05	2,49	89,97
<i>Proustia cuneifolia</i> D. Don var. <i>Cuneifolia</i>	0,96	2,26	92,23
<i>Podanthus mitiqui</i> Lindl.	0,78	1,84	94,08
<i>Escallonia pulverulenta</i>	0,72	1,71	95,79
<i>Llagunoa glandulosa</i> (Hook. & Arn.) G. Don	0,41	0,97	96,75
<i>Aristeguetia salvia</i> (Colla) R.M. King & H. Rob.	0,33	0,78	97,53
<i>Porlieria chilensis</i> I.M. Johnst.	0,28	0,66	98,20
<i>Azara celastrina</i> D. Don	0,20	0,47	98,67
<i>Escallonia illinita</i> C. Presl	0,15	0,36	99,04
<i>Teucrium bicolor</i> Sm.	0,12	0,28	99,32
<i>Acrisione denticulata</i> (Hook. & Arn.) B. Nord. var. <i>Denticulata</i>	0,07	0,18	99,50
<i>Ageratina glechnophylla</i> (Less.) R.M. King & H. Rob.	0,06	0,14	99,63
<i>Baccharis paniculata</i> DC.	0,04	0,09	99,73
<i>Cestrum parqui</i> L'Hér.	0,04	0,09	99,82
<i>Solanum crispum</i> Ruiz & Pav.	0,03	0,08	99,90
<i>Solanum crispum</i> Ruiz & Pav.	0,03	0,08	99,90

Especie	Cobertura absoluta (%)*	Cobertura relativa (%)	Cobertura acumulada (%)
<i>Lobelia polyphylla</i> Hook. & Arn.	0,03	0,06	99,96
<i>Mutisia latifolia</i> D. Don f. <i>latifolia</i>	0,01	0,02	99,99
<i>Anisomeria littoralis</i> (Poepp. & Endl.) Moq.	0,00	0,01	100,00
<i>Adesmia</i> sp	0,00	0,00	100,00
Total general	42.21	100	

(*) La cobertura absoluta se calculó con respecto a la superficie total muestreada (5000 m²).

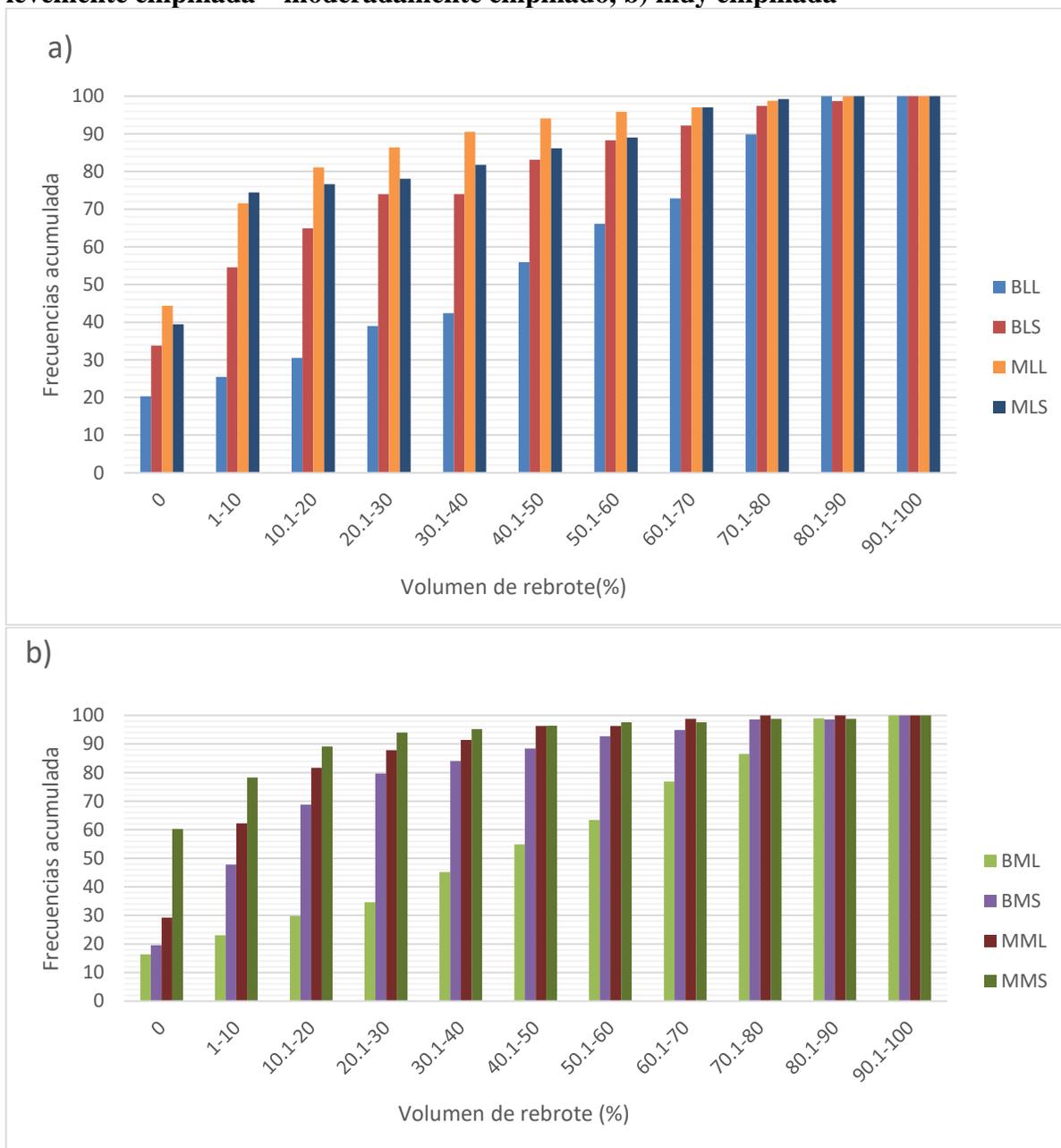
Apéndice 7. Individuos muertos por especie.

Especie	Estrata	Sitio	N° ind.	Porcentaje (%)
<i>Acrisione denticulata</i>	Arbustiva	BMS	<u>1</u>	0,34
<i>Ageratina glechnophylla</i>	Arbustiva	BML	<u>3</u>	1,01
<i>Baccharis linearis</i>	Arbustiva	BLL,BLS,BML,MLL,MLS,MM L,MNQ	<u>62</u>	20,95
<i>Colliguaja odorifera</i>	Arbustiva	BML,MML,MMS,MNQ	<u>16</u>	5,41
<i>Cryptocarya alba</i>	Arbórea	BLL	<u>1</u>	0,34
<i>Kageneckia oblonga</i>	Arbórea	BMS	<u>1</u>	0,34
<i>Lithraea caustica</i>	Arbórea	BNQ	<u>1</u>	0,34
<i>Lobelia polyphylla</i>	Arbustiva	MML	<u>1</u>	0,34
<i>Podanthus mitiqui</i>	Arbustiva	BNQ	<u>5</u>	1,69
<i>Proustia cuneifolia quemado</i>	Arbustiva	BLL,BLS,BNQ,MLL,MLS,MM L,MMS,MNQ	<u>110</u>	37,16
		BLL,BLS,BMS,BNQ,MLL,MLS ,MML,MMS,MNQ	<u>35</u>	11,82
<i>Retanilla trinervia</i>	Arbustiva	BLL,BLS,BML,BMS,BNQ,MLS	<u>42</u>	14,19
<i>Solanum crispum</i>	Arbustiva	MLS	<u>9</u>	3,04
<i>Vachellia caven</i>	Arbustiva	BLL,BLS,MLS,MMS	<u>9</u>	3,04
		Total	<u>296</u>	100

Apéndice 8. Individuos muertos según tipo de vegetación.

Tipo de vegetación	Especie	Recuento	Porcentaje con respecto a tipo vegetación
bosque	<i>Acrisione denticulata</i> (Hook. & Arn.) B. Nord. var. <i>denticulata</i>	1	1,12
bosque	<i>Ageratina glechnophylla</i> (Less.) R.M. King & H. Rob.	3	3,37
bosque	<i>Baccharis linearis</i> (Ruiz & Pav.) Pers. ssp. <i>Linearis</i>	14	15,73
bosque	<i>Colliguaja odorifera</i> Molina	1	1,12
bosque	<i>Cryptocarya alba</i> (Molina) Looser	1	1,12
bosque	<i>Kageneckia oblonga</i> Ruiz & Pav.	1	1,12
bosque	<i>Lithraea caustica</i> (Molina) Hook. & Arn.	1	1,12
bosque	<i>Podanthus mitiqui</i> Lindl.	5	5,62
bosque	<i>Proustia cuneifolia</i> D. Don var. <i>Cuneifolia</i>	5	5,62
bosque	<i>Quemado</i>	14	15,73
bosque	<i>Retanilla trinervia</i> (Gillies & Hook.) Hook. & Arn.	39	43,82
bosque	<i>Vachellia caven</i> (Molina) Seigler & Ebinger	4	4,49
bosque	Total	89	100,00
matorral	<i>Baccharis linearis</i> (Ruiz & Pav.) Pers. ssp. <i>Linearis</i>	48	23,19
matorral	<i>Colliguaja odorifera</i> Molina	15	7,25
matorral	<i>Lobelia polyphylla</i> Hook. & Arn.	1	0,48
matorral	<i>Proustia cuneifolia</i> D. Don var. <i>Cuneifolia</i>	105	50,72
matorral	<i>Quemado</i>	21	10,14
matorral	<i>Retanilla trinervia</i> (Gillies & Hook.) Hook. & Arn.	3	1,45
matorral	<i>Solanum crispum</i> Ruiz & Pav.	9	4,35
matorral	<i>Vachellia caven</i> (Molina) Seigler & Ebinger	5	2,42
matorral	Total	207	100,00

Apéndice 9. Frecuencia acumulada de volumen de rebrote según pendiente: a) levemente empinada – moderadamente empinado, b) muy empinada



Apéndice 10. Recuento de individuos vivos según estrata y tipo de vegetación.

Bosque	Estrata	Recuento individuos vivos	Porcentaje con respecto al total de individuos
<i>Cryptocarya</i>			
<i>alba</i>	Arbórea	26	3,57
<i>Kageneckia</i>			
<i>oblonga</i>	Arbórea	19	2,61
<i>Lithraea</i>			
<i>caustica</i>	Arbórea	22	3,02
<i>Quillaja</i>			
<i>saponaria</i>	Arbórea	19	2,61
	Sub total	86	11,81
<i>Acrisione</i>			
<i>denticulata</i>	Arbustiva	12	1,65
<i>Adesmia sp</i>	Arbustiva	1	0,14
<i>Ageratina</i>			
<i>glechnophylla</i>	Arbustiva	5	0,69
<i>Aristeguietia</i>			
<i>salvia</i>	Arbustiva	26	3,57
<i>Azara</i>			
<i>celastrina</i>	Arbustiva	1	0,14
<i>Baccharis</i>			
<i>linearis</i>	Arbustiva	26	3,57
<i>Baccharis</i>			
<i>paniculata</i>	Arbustiva	2	0,27
<i>Cestrum</i>			
<i>parqui</i>	Arbustiva	2	0,27
<i>Colliguaja</i>			
<i>odorifera</i>	Arbustiva	60	8,24
<i>Escallonia</i>			
<i>illinita</i>	Arbustiva	1	0,14
<i>Escallonia</i>			
<i>pulverulenta</i>	Arbustiva	4	0,55
<i>Mutisia</i>			
<i>latifolia</i>	Arbustiva	3	0,41
<i>Podanthus</i>			
<i>mitiqui</i>	Arbustiva	28	3,85
<i>Porlieria</i>			
<i>chilensis</i>	Arbustiva	2	0,27
<i>Proustia</i>			
<i>cuneifolia</i>	Arbustiva	9	1,24

Bosque	Estrata	Recuento individuos vivos	Porcentaje con respecto al total de individuos
<i>Retanilla</i>			
<i>trinervia</i>	Arbustiva	97	13,32
<i>Solanum</i>			
<i>crispum</i>	Arbustiva	6	0,82
<i>Teucrium</i>			
<i>bicolor</i>	Arbustiva	2	0,27
<i>Vachellia</i>			
<i>caven (Molina)</i>	Arbustiva	9	1,24
	Sub total	296	40,66
Matorral			
<i>Kageneckia</i>			
<i>oblonga</i>	Arbórea	12	1,65
<i>Lithraea</i>			
<i>caustica</i>	Arbórea	1	0,14
<i>Quillaja</i>			
<i>saponaria</i>	Arbórea	3	0,41
	Sub total	16	2,20
<i>Anisomeria</i>			
<i>littoralis</i>	Arbustiva	1	0,14
<i>Baccharis</i>			
<i>linearis</i>	Arbustiva	68	9,34
<i>Colliguaja</i>			
<i>odorifera</i>	Arbustiva	96	13,19
<i>Escallonia</i>			
<i>pulverulenta</i>	Arbustiva	8	1,10
<i>Llagunoa</i>			
<i>glandulosa</i>	Arbustiva	5	0,69
<i>Lobelia</i>			
<i>polyphylla</i>	Arbustiva	5	0,69
<i>Podanthus</i>			
<i>mitiqui</i>	Arbustiva	1	0,14
<i>Porlieria</i>			
<i>chilensis</i>	Arbustiva	1	0,14
<i>Proustia</i>			
<i>cuneifolia</i>	Arbustiva	100	13,74
<i>Retanilla</i>			
<i>trinervia</i>	Arbustiva	5	0,69
<i>Solanum</i>			
<i>crispum</i>	Arbustiva	0	0,00
<i>Teucrium</i>			
<i>bicolor</i>	Arbustiva	7	0,96

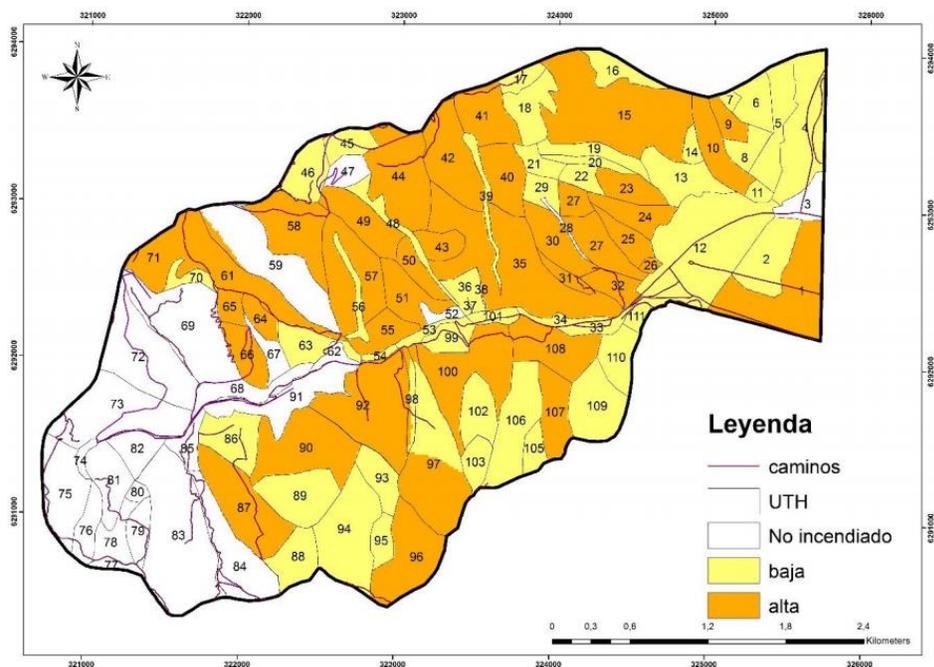
Matorral	Estrata	Recuento individuos vivos	Porcentaje con respecto al total de individuos
<i>Vachellia</i>			
<i>caven</i>	Arbustiva	33	4,53
	Sub total	330	45,33
Total general		728	100

Apéndice 11. Distribución de individuos, según origen de rebrote para cada tipo de vegetación y severidad

Severidad	Tipo de vegetación	Hábito de crecimiento	Base	Rama	Base y rama	Individuos sin rebrote	Total individuos
Leve	Bosque	Arbóreo	1	19	11	1	32
Leve	Bosque	Arbustivo	22	53	25	27	127
Leve	Matorral	Arbóreo	0	0	0	0	0
Leve	Matorral	Arbustivo	93	30	16	98	237
Severa	Bosque	Arbóreo	19	4	3	1	27
Severa	Bosque	Arbustivo	102	15	15	51	183
Severa	Matorral	Arbóreo	7	0	0	0	7
Severa	Matorral	Arbustivo	98	8	11	101	218
No quemado	Bosque	Arbóreo	0	29	0	1	30
No quemado	Bosque	Arbustivo	5	57	2	8	72
No quemado	Matorral	Arbóreo	0	8	1	0	9
No quemado	Matorral	Arbustivo	4	48	22	8	82
		Total	351	271	106	296	1024

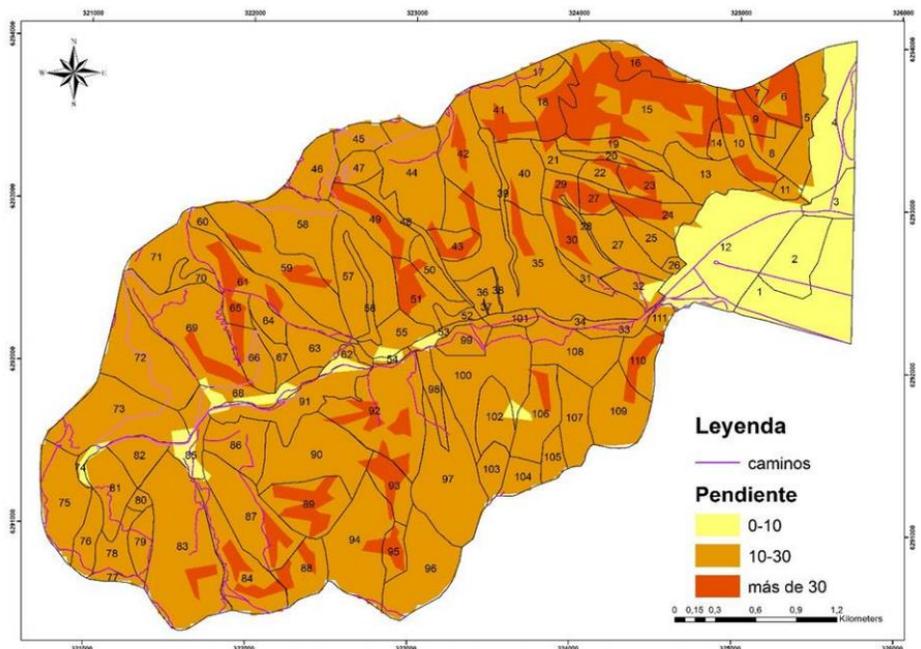
7. ANEXOS

Anexo 1: Severidad del incendio de 2016, en el Santuario.

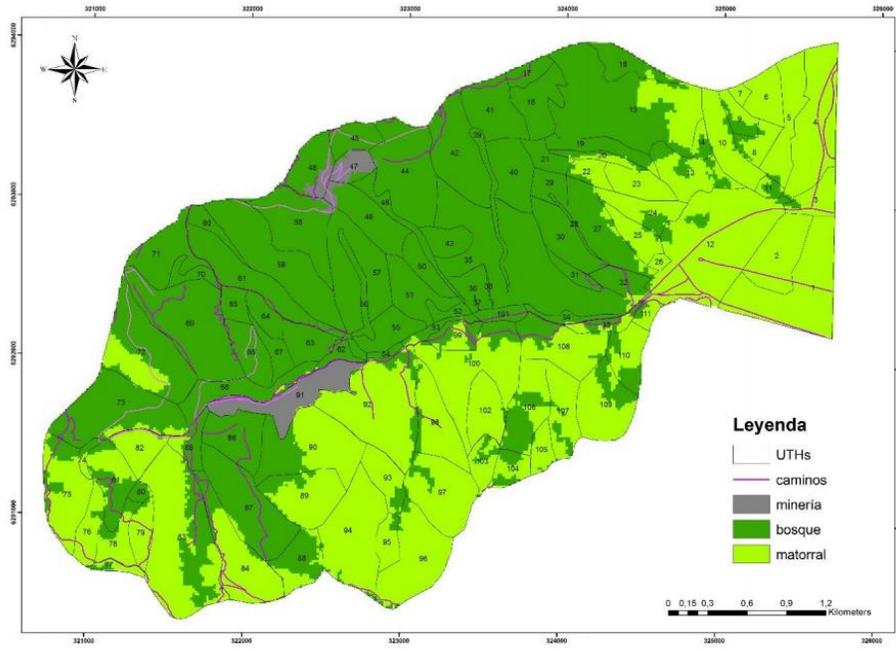


Fuente: Universidad de Chile (2017), a partir de CONAF (2016).

Anexo 2: Rango de pendiente (%), en el Santuario.



Fuente: Universidad de Chile (2017).

Anexo 3: Tipos de vegetación presente en el Santuario.

Fuente: Universidad de Chile (2017).