



UNIVERSIDAD DE CHILE

**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO**

MEMORIA DE TÍTULO

**ANÁLISIS DE LA REGENERACIÓN DE ESPECIES HERBÁCEAS CINCO
TEMPORADAS DESPUÉS DE UN INCENDIO EN EL SANTUARIO DE LA
NATURALEZA QUEBRADA DE LA PLATA.**

Matías Cristian Vera Espinoza

**Santiago, Chile
2022**



UNIVERSIDAD DE CHILE

**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO**

MEMORIA DE TÍTULO

**ANÁLISIS DE LA REGENERACIÓN DE ESPECIES HERBÁCEAS CINCO
TEMPORADAS DESPUÉS DE UN INCENDIO EN EL SANTUARIO DE LA
NATURALEZA QUEBRADA DE LA PLATA.**

**ANALYSIS OF THE NATURAL REGENERATION OF HERBACEOUS SPECIES
FIVE SEASONS AFTER A FIRE IN THE NATURE SANCTUARY QUEBRADA DE
LA PLATA.**

Matías Cristian Vera Espinoza

**Santiago, Chile
2022**



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS ESCUELA DE PREGRADO

ANÁLISIS DE LA REGENERACIÓN DE ESPECIES HERBÁCEAS CINCO TEMPORADAS DESPUÉS DE UN INCENDIO EN EL SANTUARIO DE LA NATURALEZA QUEBRADA DE LA PLATA.

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

Matías Cristian Vera Espinoza

PROFESOR GUÍA

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

Nicolás García B.
Ingeniero en Recursos Naturales Renovables, Ph.D.

Calificaciones

7,0

6,8

PROFESORES EVALUADORES

Juan Manuel Uribe Meneses
Ingeniero Agrónomo

Gerardo Soto M.
Ingeniero Forestal, M.S. Dr.

Juan
Manuel
Uribe
Meneses
Firmado digitalmente por Juan Manuel Uribe Meneses
Fecha: 2022.11.22 11:09:33 -03'00'

7,0

7,0

Santiago, Chile
2022

AGRADECIMIENTOS

Esta memoria de título ha sido posible gracias al financiamiento del Proyecto GEF Montaña que realiza importantes aportes para la restauración ecológica del Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata.

Me gustaría agradecer en primera instancia a mis seres queridos por el apoyo y cariño brindado durante este largo proceso, lleno de dudas, frustraciones e inseguridades, pero que con el tiempo se volvió fructífero al lograr los resultados finales. Agradecido del apoyo incondicional que me ayudó a creer en mis capacidades y sacar la tarea adelante.

Asimismo, me gustaría dar las gracias a mis profesores guías Jorge y Nicolás, que estuvieron en todo momento dispuestos a colaborar y ayudarme, también a resolver cualquier tipo de duda que surgiera en el camino.

Además, un especial agradecimiento a mi gran amigo Diego quien tuvo la disposición y paciencia de apoyarme en los momentos difíciles y también en el terreno en el Santuario.

Finalmente, gracias Eli, gracias Vale, gracias Dani, gracias Diego. Por los retos, subidas de ánimo y apañe durante este largo proceso, sin más que agregar y como dicen por ahí, es hora de continuar el viaje y perseguir mis sueños. Gracias totales.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUCCIÓN.....	3
Objetivo General.....	5
Objetivos específicos.....	5
MATERIALES Y MÉTODOS.....	6
Área de Estudio.....	6
MÉTODOS.....	8
Definición de puntos de muestreo.....	8
Muestreo de flora herbácea.....	10
Análisis comparativo.....	11
Riqueza.....	11
Abundancia.....	12
Composición.....	12
Asociación de especies.....	12
Relación del régimen de precipitaciones y la regeneración.....	13
RESULTADOS.....	14
Descripción general de la regeneración de estrato herbáceo.....	14
Riqueza.....	14
Cobertura.....	15
Composición.....	16
Asociación de especies.....	17
Efecto de severidad, pendiente, herbivoría y tipo de vegetación sobre riqueza y abundancia de especies.....	19
Relación del régimen de precipitaciones y la regeneración.....	21
DISCUSIÓN.....	24
Riqueza.....	24
Abundancia.....	25
Composición.....	26
Análisis de conglomerados y especies indicadoras.....	29
Relación del régimen de precipitaciones y la regeneración.....	29
CONCLUSIONES.....	31
BIBLIOGRAFÍA.....	32
APÉNDICES.....	38
Apéndice 1. Características de las parcelas.....	38
Apéndice 2. Representación de parcelas para la ubicación de cada muestreo.....	39

Apéndice 3. Ubicación de muestro en cada parcela.....	39
Apéndice 4. Frecuencia de presencia de especies	42
Apéndice 5. Especies registradas en este estudio que no fueron identificadas en los estudios anteriores.	45
Apéndice 6. Riqueza de especies, cobertura, altura y fitovolumen del estrato herbáceo por parcela.	47
Apéndice 7. Cobertura por especie en bosque según severidad de incendio	50
Apéndice 8. Cobertura por especie en matorral según severidad de incendio	51
Apéndice 9. Número de especies según familia.....	52
Apéndice 10. Listado especies y sus características.....	53
Apéndice 11. Dendograma	56
Apéndice 12. Grupos y características del Dendograma.....	57

RESUMEN

Bajo el contexto del Plan de Restauración del Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata, se desarrolló el tercer monitoreo del estrato herbáceo luego del incendio ocurrido a finales del 2016. El área de estudio se caracteriza por poseer un clima mediterráneo y una notable diversidad florística. El objetivo de este estudio fue analizar la regeneración natural de las especies herbáceas del matorral y bosque esclerófilo, cinco temporadas posteriores al incendio. Para esto se realizó un muestreo de flora utilizando cuadrantes de 1×1 m, en un total de 50 puntos de muestreo, cada uno de estos puntos contó con dos parcelas (una con exclusión de herbivoría y otra sin exclusión de herbivoría), dentro de las cuales se determinó la riqueza, cobertura total y altura promedio del estrato herbáceo. Se registró una riqueza y cobertura alta del estrato herbáceo (en comparación con el segundo monitoreo), donde destacó la presencia en su mayoría de especies terófitas y autóctonas, lo cual indicaría un alto potencial de regeneración en el área de estudio. Del análisis estadístico resultó que las variaciones de riqueza se correlacionaron significativamente con la severidad de incendio (mayor riqueza en sitios no quemados); tanto la cobertura del estrato herbáceo, como el fitovolumen, fueron explicados por el tipo de vegetación (mayor cobertura promedio y fitovolumen en bosque). Al analizar el régimen de precipitaciones comparado con la forma de vida (anual o perenne) de las especies herbáceas, se puede discutir la importancia que tienen las precipitaciones en la regeneración de estas en el santuario, ya que hay una relación directa, es decir, mientras más precipita más especies se encuentran en el área de estudio, lo cual parece favorecer por sobre todo a especies anuales. Es por esto que, aunque la regeneración es favorable, la falta de precipitaciones puede causar un cambio definitivo en la estructura florística del Santuario debido al cambio climático y la mega-sequía que azota la zona central de Chile. Por ende, se vuelve importante el monitoreo a largo plazo de la flora del Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata.

Palabras clave: clima mediterráneo, regeneración natural, especies herbáceas, incendio.

ABSTRACT

As part of the Restoration Plan of the Quebrada de La Plata Nature Sanctuary, the third screening of the herbaceous stratus was developed after the wildfire that occurred at the end of 2016. The study area is characterized for having Mediterranean climate and a notorious plant diversity. The purpose of this study is to analyze the natural regeneration of the herbaceous species of bushes and sclerophyllous forest five seasons after the wildfire. For this reason, a sampling of the flora was conducted using 1×1m quadrants in a total of 50 spots for samplings, each of the spots had two plots (one with herbivory and one without it). The richness, total coverage and the average height of the herbaceous stratum was determined within the sampling spots. A high richness and coverage of the herbaceous stratum was recorded (compared to the second monitoring), where the presence of mostly therophyte and native species was highlighted, which would indicate a high potential for regeneration in the study area. The statistical analysis showed that the richness variations were explained by the severity of the fire (higher richness in no fire zones), both the coverage of the herbaceous stratus and the phytovolume were explained by the kind of vegetation (higher average coverage and phytovolume in the forests). About the results of the rainfall patterns compared to the form of life (annual or perennial) of the herbaceous species, it can be stated that rainfalls are important in their regeneration, since they have a direct link, which means that the more it rains, the more species are found in the study area, which seems to favor above all annual species. Therefore, although regeneration is favorable, the lack of rainfall may cause a definite change in the floristic structure of the Sanctuary due to climate change and the mega drought that affects the central zone of Chile. Consequently, long-term monitoring of the flora of the Quebrada de La Plata Nature Sanctuary becomes important.

Keywords: Mediterranean climate, natural regeneration, herbaceous species, wildfire.

INTRODUCCIÓN

A lo largo de la historia, los ecosistemas han sido focos de constantes agentes perturbadores, ya sea de origen natural o por actos humanos. En la actualidad, no existe prácticamente ningún ecosistema que no se encuentre influenciado por el humano, lo que ha desencadenado que un tercio de los hábitats naturales se encuentren degradados de manera severa (Fernández *et al.*, 2010). La transformación de los hábitats para diferentes actividades, junto con los incendios forestales, han sido los causantes en su gran mayoría de la perturbación de los hábitats naturales (Fernández *et al.*, 2010).

Los ecosistemas mediterráneos se caracterizan por poseer veranos cálidos y secos e inviernos lluviosos y no tan fríos. Este tipo de ecosistemas lo podemos encontrar en cinco lugares en el mundo: sur de California, cuenca del mar Mediterráneo, el Cabo en Sudáfrica, sur de Australia y Chile central (Dallman, 1998; Gómez-González, 2018). Debido a la sequía que se produce en el verano se incrementa la inflamabilidad de la vegetación, por lo que estos ecosistemas se encuentran sujetos a sufrir incendios, transformando al fuego en un agente importante en la evolución de la flora (Bond y van Wilgen 1996, Keeley *et al.*, 2012; Gómez-González, 2018). Sin embargo, no parece ser el caso de Chile central, debido a una menor ocurrencia histórica de incendios naturales, lo que ha conllevado a la manifestación de pocas respuestas adaptativas de las especies vegetales al fuego (Gómez-González, 2018).

El tipo de vegetación que se encuentra en Chile central corresponde al bosque y matorral esclerófilo, que desde el punto de vista florístico es abundante en especies como en diferentes tipos de formas de crecimiento (Fernández *et al.*, 2010). Debido a que la zona centro del país es la más poblada, gran parte de los ecosistemas han sido modificados, viéndose afectadas las comunidades vegetales que resultan de la degradación del bosque, siendo difícil encontrar muestras de vegetación inalteradas en estos lugares (Gajardo, 1994; Fernández *et al.*, 2010). En Chile, hay más de 700 especies exóticas de plantas vasculares, representando un 15% del total de la flora. El 52% de estas proviene de Europa, donde especies como el espino (*Ulex europaeus* L.), falsa manzanilla (*Anthemis cotula* L.) o diente de león (*Taraxacum officinale* F.H. Wigg.) destacan dentro de este grupo. De igual forma, la mayor parte de la flora introducida en Chile está compuesta por herbáceas con un 90,4% y el mayor registro de estas especies se encuentra en la zona central de Chile (Fuentes *et al.*, 2014).

El fuego en la zona central de Chile modifica la estructura, composición y los servicios ecosistémicos que llegan a otorgar las comunidades vegetales, cuyo daño varía significativamente según la severidad e intensidad de este (González, 2017). Las distintas especies vegetales tendrán diferentes formas de responder al fuego dependiendo de su habilidad de tolerancia y de los mecanismos de regeneración que posean (Jaksic y Fariña, 2015). Así, el fuego podría hacer más fácil el establecimiento de especies exóticas en las primeras etapas de la sucesión dependiendo del daño que ocasione el incendio, ya que la flora de estos ecosistemas no ha desarrollado estrategias de regeneración evolutivas post-fuego,

facilitando de esta forma el establecimiento de especies colonizadoras exógenas (Ávila *et al.*, 1981; Fernández *et al.*, 2010).

Se ha documentado que en Chile los incendios ocurren con mayor frecuencia en verano, lo cual se ve favorecido por la presencia de formaciones arbustivas densas, con un estrato herbáceo alto y por la acumulación de biomasa vegetal seca, la cual es altamente combustible (Fernández *et al.*, 2010). En Chile, el periodo de incendios comprendido entre el año 2016 y 2017 fue uno de los más dañinos en cuanto a superficie quemada. Durante este periodo se registraron 5.274 incendios que afectaron a 570.197 hectáreas, donde cerca del 50% del área afectada correspondió a vegetación natural (CONAF, 2020). En noviembre del 2016 un gran incendio arrasó con la cobertura vegetal en el sector de la cuesta Lo Prado, incluyendo el sector del Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata, donde un 79% de su superficie fue afectada por el incendio. Los pisos vegetacionales que se vieron más comprometidos fueron los correspondientes al Bosque Esclerófilo Mediterráneo Andino de *Quillaja saponaria* y *Lithraea caustica*, con un 97% (457,1 ha) de su superficie afectada, seguido del piso Bosque Espinoso Mediterráneo Interior de *Acacia caven* y *Prosopis chilensis*, alcanzando un 92% de su superficie. Por último, el piso Bosque Esclerófilo Mediterráneo Costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus*, registró una superficie afectada en el santuario de un 64% (Universidad de Chile, 2017).

Este estudio se enmarca dentro del Plan de restauración socio-ecológica del Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata, el cual tiene como objetivo lograr la restauración socio-ecológica del lugar, tras el incendio ocurrido en el año 2016. Este plan contempla en su etapa inicial un monitoreo de la regeneración natural de la vegetación, el cual sentará las bases para el seguimiento de los ensayos de restauración, como también para evaluar metas en el largo plazo (Universidad de Chile, 2017).

Hasta la fecha se han realizado dos monitoreos de la regeneración de plantas herbáceas en el santuario. Martínez (2018) concluyó que el estrato herbáceo presentó una recuperación positiva una temporada después del incendio, en donde se destaca la cobertura que obtuvo un desarrollo importante con valores superiores al 50% en todas sus parcelas. Además, destaca la dominancia de especies autóctonas en los sitios severamente quemados. Estos resultados entregan un panorama prometedor para la restauración del Santuario por lo que resulta importante la continuación de estos estudios. En tanto, Ferrá (2021) llegó a la conclusión que la regeneración natural del estrato herbáceo tres años después de ocurrido el incendio fue negativa, siendo los factores limitantes la herbivoría y, muy probablemente, el déficit hídrico debido a las bajas precipitaciones registradas en 2019. Sin embargo, la dominancia de especies autóctonas en ambos muestreos indicaría un alto potencial de regeneración de las hierbas nativas.

El presente trabajo corresponde al tercer monitoreo llevado a cabo durante el desarrollo del plan de restauración. Este pretende analizar la regeneración natural de las especies herbáceas del matorral y bosque esclerófilo después de cinco temporadas del incendio ocurrido en el año 2016, a través de la descripción de la riqueza, abundancia y composición del estrato

herbáceo; y la comparación de la riqueza y abundancia según niveles de severidad de incendio, niveles de pendiente, tipo de vegetación y herbivoría.

Objetivo general

Analizar la regeneración natural de las especies herbáceas del matorral y bosque esclerófilo cinco temporadas después de ocurrido un incendio en el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata.

Objetivos específicos

- Describir la regeneración en términos de riqueza, abundancia y composición de especies herbáceas.
- Interpretar la riqueza y abundancia de especies herbáceas, según distintos niveles de severidad de incendio, pendiente, tipo de vegetación y herbivoría.
- Relacionar el régimen de precipitaciones con la regeneración de especies herbáceas dentro del período de análisis.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El área de estudio es el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata (SNQLP en adelante), correspondiente a una microcuenca del cordón montañoso de la Cordillera de la Costa, ubicada en la periferia de la Región Metropolitana, en la comuna de Maipú (Pereira, 2020). Se encuentra dentro de la Estación Experimental Germán Greve Silva, perteneciente a la Universidad de Chile (coordenadas geográficas 33° 29' 26'' Latitud Sur y 70° 53' 15'' Longitud Oeste; Campillay, 2018). Quebrada de La Plata es parte del sitio prioritario El Roble, siendo uno de los 23 sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad dentro de la Región Metropolitana (Ver figura 1) (Universidad de Chile, 2017). En noviembre del 2016, este sitio fue declarado como Santuario de la Naturaleza (Decreto N°44, 2017).

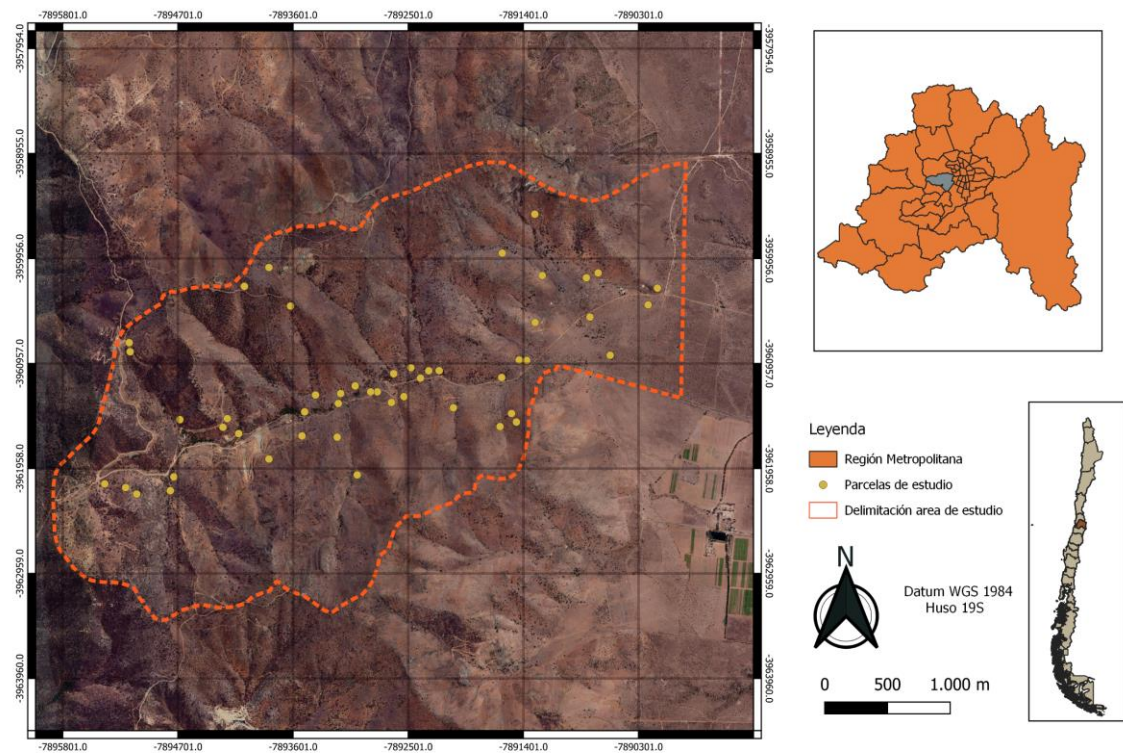


Figura 1: Cartografía del área de estudio.

El área de estudio se caracteriza por tener un clima mediterráneo semiárido templado, lo cual implica la ocurrencia de lluvias invernales y una estación seca prolongada de 8 a 7 meses (Universidad de Chile, 2016). La temperatura media anual bordea los 14°C y las precipitaciones en la zona de estudio varían desde los 40 a 600 mm anuales dentro de los

últimos 30 años; estos datos fueron obtenidos mediante el explorador climático del (CR)2 en la estación más próxima al área de estudio. En la zona existe un déficit de las precipitaciones desde el año 2007, lo que ha favorecido al empeoramiento de la sequía a lo largo del país (Dirección General de Aeronáutica Civil, 2021). La mega-sequía ha azotado a la zona central de Chile durante los últimos 13 años y durante este lapso de tiempo las precipitaciones varían desde los 40 a los 220 mm anuales aproximadamente, esto refleja las condiciones más actuales (en cuanto a precipitaciones) del área de estudio (CR2, 2021).

Es una región con una notable diversidad florística debido a que la vegetación se extiende sobre un relieve complejo y heterogéneo (Myers *et al.*, 2000; Figueroa y Jaksic, 2004). Su vegetación se clasifica dentro de la Región del Matorral y el Bosque Esclerófilo, subregión del Matorral y del Bosque Espinoso, formación del Matorral Espinoso de la Cordillera de la Costa, donde predominan árboles y arbustos de hojas esclerofilas, encontrándose también arbustos bajos xerofíticos, arbustos espinosos y suculentas (Gajardo, 1994). La vegetación local es asimilable a los pisos vegetacionales de Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus*, Bosque esclerófilo mediterráneo andino de *Quillaja saponaria* y *Lithraea caustica*, y Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Prosopis chilensis*, caracterizada por vegetación boscosa y de matorral esclerófilo (Leubert y Pliscoff, 2006).

Los ecosistemas del Santuario de la Naturaleza se han visto afectados por diversos sucesos derivados tanto de acciones antrópicas como sucesos naturales. Dentro de estos podemos encontrar algunos disturbios como la extracción de leña, incendios forestales, turismo y la caza ilegal. A estos se suman otras amenazas que fueron identificadas, como la minería, la expansión urbana y el cambio de uso de suelo (Universidad de Chile, 2017).

MÉTODOS

Definición de puntos de muestreo

El muestreo consideró Unidades Territoriales Homogéneas (UTH) dentro del Santuario, que corresponden a “polígonos del paisaje, cuyas características de tipo y condición las hacen diferenciables de su entorno” (Labra *et al.*, 2018). Se utilizaron las UTH definidas dentro del plan de restauración del SNQLP, las que representan la condición del área de estudio posterior al incendio del año 2016. Se consideraron cuatro variables para su determinación: severidad del incendio, exposición, rango de pendiente y tipo de vegetación (Universidad de Chile, 2017).

Los niveles de severidad del incendio fueron determinados por CONAF (2016) en base a la diferencial del Índice Normalizado de Quema (dNBR, Differenced Normalized Burn Ratio), que representa de forma escalonada la magnitud del cambio causado por el fuego, para lo cual se utilizan imágenes satelitales anterior y posterior al incendio. Originalmente se establecieron siete categorías, las cuales fueron reducidas a tres, las que fueron validadas en terreno bajo el contexto del Plan de Restauración del Santuario: (1) no quemado (NQ), (2) levemente quemado (LQ) y (3) severamente quemado (SQ).

La exposición y la pendiente fueron obtenidos a través de un Modelo Digital de Elevación. La pendiente corresponde a un componente que define el relieve y corresponde al cambio de elevación con respecto al cambio de distancia (Fallas, 2007). Acorde al Plan de Restauración, la pendiente varía en tres rangos que se han agrupado en dos categorías: (1) levemente empinado (0-10 %) y moderadamente empinado (10-30 %) y (2) muy empinado (> 30 %).

Se consideró al tipo de vegetación que predominó previo al incendio y se determinaron categorías según el catastro de uso de suelo y recursos vegetacionales de CONAF (2009): (1) matorral y (2) bosque.

Se distribuyeron los puntos de muestreo de forma semi-aleatoria a través del software ArcGis 10, tomando en cuenta una distancia mínima de 50 m entre ellos, 15 m desde el borde de cada UTH, accesibilidad según el trazado de los caminos y un máximo de dos puntos de muestreo por UTH (Apéndice 1), estableciendo de esta forma 50 puntos de muestro según la combinación de: 5 áreas prioritarias (que combinan 3 niveles de severidad con 2 niveles de pendiente) × 2 tipos de vegetación × 5 repeticiones, planteados en el Plan de Restauración (Ver cuadro 1). Dentro de cada punto de muestreo se instalaron 2 parcelas con medidas de 3×4 m, una de las cuales cuenta con un cierre que excluye la herbivoría de ganado y conejos, mientras que a su lado se instala otra parcela que no considera exclusión de herbivoría (Figura 2).

Cuadro 1: Puntos de muestreo.

Vegetación	Pendiente- Severidad	Herbivoría	Código	Nº repeticiones	
Bosque	Muy empinado/ Severamente quemado	Si	BMSH	5	
		No	BMS	5	
	Moderada-levemente empinado/ Severamente quemado	Si	BLSH	5	
		No	BLS	5	
	Muy empinado/ Levemente quemado	Si	BMLH	5	
		No	BML	5	
	Moderada-levemente empinado/ Levemente quemado	Si	BLLH	5	
		No	BLL	5	
	No quemado	Si	BNQH	5	
		No	BNQ	5	
	Matorral	Muy empinado/ Severamente quemado	Si	MMSH	5
			No	MMS	5
Moderada-levemente empinado/ Severamente quemado		Si	MLSH	5	
		No	MLS	5	
Muy empinado/ Levemente quemado		Si	MMLH	5	
		No	MML	5	
Moderada-levemente empinado/ Levemente quemado		Si	MLLH	5	
		No	MLL	5	
No quemado		Si	MNQH	5	
		No	MNQ	5	

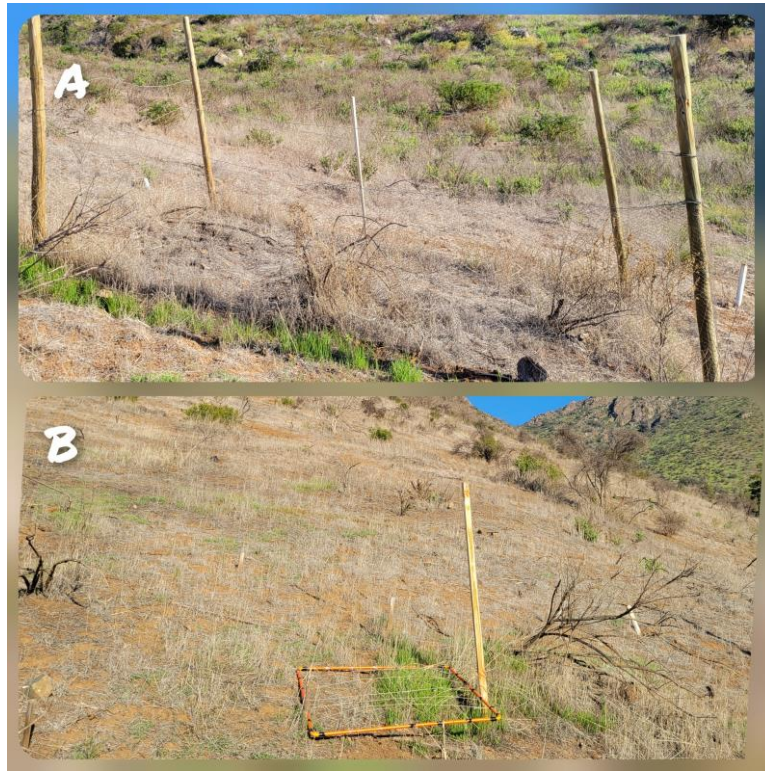


Figura 2. A) Parcela con exclusión de herbivoría, B) Parcela sin exclusión de herbivoría.

Muestreo de flora herbácea

La flora herbácea, es decir el conjunto de todas las hierbas anuales y perennes, fue muestreada dentro del mes de septiembre de 2021, ya que corresponde a la época de mayor floración, lo que favorece al reconocimiento de las especies. Para este muestreo se utilizó el método de los cuadrantes, donde se ubicó un cuadrante de 1 m² en el sector más representativo del estrato herbáceo de cada parcela. Los puntos quedaron fijos para posibles monitoreos futuros y se hizo una subdivisión gráfica de la parcela para tener registro (Apéndice 2) y así poseer mayor detalle de la localización de los puntos dentro de las parcelas. La información precisa y detallada de la ubicación de los cuadrantes dentro de cada parcela se encuentra en el Apéndice 3 y cabe destacar que las coordenadas en este apéndice corresponden a puntos entre las parcelas con y sin herbivoría, ya que entre distintos dispositivos GPS esto puede variar de manera significativa.

Dentro de cada cuadrante se determinó la riqueza, cobertura herbácea total, cobertura de cada especie y la altura promedio del estrato (se simuló visualmente un paralelepípedo que contenga individuos con la altura lo más homogénea posible). Se realizaron 6 subdivisiones equidistantes por cada lado formando una malla con un total de 36 puntos de intersección (Figura 3). La medición de la cobertura específica se apoyó en esta subdivisión, donde cada sub-cuadrante representa aproximadamente un 3% de cobertura dentro del cuadrante.



Figura 3. Cuadrante de 1×1 m, con subdivisiones.

La identificación de los ejemplares se realizó en el Herbario EIF de la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile, apoyado de la serie bibliográfica “Flora de la cuenca de Santiago de Chile” (Navas, 1973, 1976, 1979).

Análisis comparativo

Se realizó una comparación de la riqueza, abundancia y composición de especies herbáceas en sitios perturbados con distinto tipo de vegetación, con y sin exclusión de herbivoría, distinta pendiente y con distintos niveles de severidad de incendio, donde los sectores no quemados fueron considerados como sitios testigos, es decir, su vegetación será representativa de la que estaba presente antes de ocurrido el incendio (Villaseñor y Sáiz, 1990). Además, fueron comparadas de acuerdo con la combinación de estas variables.

Riqueza

La riqueza es un componente de la diversidad específica y corresponde al número de especies presentes en un área determinada (Pulido, 2007), para este caso se consideró la riqueza dentro de cada cuadrante. Se utilizó el Modelo Lineal Generalizado (GLM) con una distribución de Poisson y una función logarítmica. Este tipo de modelo permite incluir una variable de respuesta que no se ajusta a una distribución normal por lo que para este caso se le asocia una distribución de Poisson, ya que, la variable riqueza es una variable discreta (Zar, 2010).

Después de aplicar esta transformación, se determinó la existencia de diferencias significativas con el test de Wald.

Abundancia

Por lo general, la abundancia es medida como el número de individuos encontrados en cada muestra y esta fue expresada por dos variables: (1) cobertura total de herbáceas por cuadrante y (2) fitovolumen expresado en m³ (Ecuación 1), donde “a” corresponde al área del cuadrante (1 m²) y “h” a la altura promedio del estrato (m).

$$f = a * h * 1000$$

Ecuación 1

Para corroborar la existencia de diferencias significativas entre los valores de abundancia se aplicó un test ANDEVA. Para el caso de la cobertura, se empleó la transformación de Bliss al estar los valores expresados en porcentajes y a los valores de fitovolumen se les aplicó una transformación logarítmica en base 10. Posteriormente, para los casos de diferencias significativas, se les aplicó el test de Tukey para identificar las combinaciones que representan diferencias significativas de las medias de esta variable (Balzarini *et al.*, 2008).

Composición

Cada una de las especies fueron caracterizadas según su origen geográfico (autóctonas o alóctonas) y por su forma de vida (terófitos, hemicriptofitos o geófitos). Para estos datos se emplearon las siguientes fuentes: base de datos del Instituto de Botánica Darwinion para la flora del Cono Sur (Instituto de Botánica Darwinion, s.f.) para obtener el nombre válido de la especie y origen geográfico, y los trabajos de García (2010), Hauenstein et al. (2009) y Navas (1973, 1976, 1979) para definir la forma de vida. Las formas de vida se clasificaron según la definición de Ellenberg y Mueller-Dombois (1967).

Asociación de especies

Se empleó un análisis de conglomerados para establecer la existencia de grupos o asociaciones de plantas en base a la similitud entre las parcelas, considerando las especies presentes y su abundancia (McCune y Grace, 2002). En primer lugar, se estudiaron los valores atípicos o *outliers* para verificar la existencia de anomalías en la base de datos, de esta forma se puede asegurar que ningún valor extremo modifique los resultados (McCune y Grace, 2002). Además, se llevó a cabo un Análisis de Especies Indicadoras (ISA), el que determinó qué especies poseen mayor relevancia para cada grupo (McCune y Grace, 2002). Para la determinación de la cantidad de grupos o asociaciones se consideró que cada conglomerado debe contener al menos una especie indicadora (Acuña, 2018). Finalmente, se llevó a cabo un Procedimiento de Permutación de Respuesta Múltiple (MRPP) para

comprobar la existencia de diferencias significativas entre los grupos identificados (McCune y Grace, 2002). El resultado del análisis de conglomerados se presenta a través de un dendrograma de similitud.

Relación del régimen de precipitaciones y la regeneración

Se generó una serie temporal de las precipitaciones con una distribución mensual con los datos de los años 2017-2019-2021, con el fin de poder relacionar esta variable con la riqueza y la cobertura de las plantas herbáceas registradas en los tres monitoreos. Los datos de precipitación fueron obtenidos de la Red Agrometeorológica del INIA de la estación más cercana al área de estudio que corresponde a Rinconada-U. de Chile, perteneciente a la comuna de Maipú. Por otro lado, los datos de hierbas anuales y perennes fueron los generados por Vergara (2019) y Ferrá (2021). Se utilizaron gráficos para relacionar las precipitaciones de cada año con sus respectivos valores de riqueza y cobertura. Para el análisis se tomaron en cuenta tres formas de vida: hierbas anuales, perennes y totales, y se compararon las curvas de precipitación con los parámetros de las hierbas.

RESULTADOS

Descripción general de la regeneración de estrato herbáceo

Riqueza

Se registró un total de 70 especies de plantas herbáceas vasculares, de las cuales 68 corresponden a angiospermas y 2 a monilófitas. Las primeras fueron representadas por 32 familias y 56 géneros distintos. La familia más diversa es Asteraceae con 12 especies, seguida de la familia Poaceae con 7 especies, mientras que los géneros más diversos son *Erodium*, *Oxalis* y *Tropaeolum* con 3 especies cada uno. Las especies más frecuentes en este estudio son *Bromus berterioanus* Colla, *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér. ex Aiton y *Amsinckia calycina* (Moris) Chater (Cuadro 2). El detalle de la presencia de cada especie por parcela con su respectiva frecuencia se encuentra en el Apéndice 4.

Cuadro 2. Especies más frecuentes registradas en las parcelas.

Especie	Forma de vida	Origen	Frecuencia
<i>Bromus berterioanus</i> Colla	Terófito	Autóctona	49%
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	Terófito	Alóctona	41%
<i>Amsinckia calycina</i> (Moris) Chater	Terófito	Autóctona	29%

En el caso de este estudio, fueron registradas 14 especies que no fueron identificadas como flora herbácea en la solicitud para declarar Santuario de la Naturaleza a la Quebrada de La Plata (Ver cuadro 3). De igual forma fueron registradas 17 especies no identificadas en el primer monitoreo y 25 que no fueron identificadas en el segundo monitoreo (Apéndice 5).

Cuadro 3. Especies no registradas en listado de flora de la solicitud para declaración de Santuario de la Naturaleza.

Especie	Forma de vida	Origen
<i>Convolvulus chilensis</i> Pers.	Geófito	Autóctona
<i>Erodium botrys</i> (Cav.) Bertol.	Terófito	Alóctona
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	Terófito	Alóctona
<i>Fumaria officinalis</i> L.	Terófito	Alóctona
<i>Gilia laciniata</i> Ruiz & Pav.	Terófito	Autóctona
<i>Lactuca virosa</i> L.	Terófito	Alóctona
<i>Moschardia pinnatifida</i> Ruiz & Pav.	Terófito	Autóctona
<i>Olsynium scirpoideum</i> (Poepp.) Goldblatt.	Geófito	Autóctona
<i>Oziroë arida</i> (Poepp.) Speta	Geófito	Autóctona

Especie	Forma de vida	Origen
<i>Stellaria chilensis</i> Pedersen	Hemicriptófito	Autóctona
<i>Tropaeolum brachyceras</i> Hook. & Arn.	Geófito	Autóctona
<i>Tropaeolum x tenuirostre</i> Steud.	Geófito	Autóctona
<i>Tropaeolum tricolor</i> Sweet	Geófito	Autóctona
<i>Zephyranthes advena</i> (Ker Gawl.) Nic.García	Geófito	Autóctona

De todas las especies que fueron registradas en este estudio, solo cuatro están dentro de alguna de las categorías de conservación consideradas en el proceso de clasificación de especies del Ministerio del Medio Ambiente; *Adiantum chilense* Kaulf., *Adiantum excisum* Kunze y *Alstroemeria pulchra* Sims se encuentran dentro de la categoría Preocupación Menor, y *Gilliesia graminea* Lindl. está dentro de la categoría Vulnerable (MMA, 2022).

Cobertura

En cuanto a la cobertura de especies herbáceas, 36% de las parcelas estudiadas presentaron una cobertura mayor o igual a 50%. Un 14% de las parcelas se encontraron entre 0 a 20% de cobertura y un 34% de las parcelas estuvieron entre los 21% y 49% de cobertura. Dentro del rango donde se obtuvo mayor porcentaje de cobertura se registró que la mayor cantidad de parcelas (10%) se encuentra dentro del bosque con una severidad de incendio leve, superando a sitios de bosque y matorral no quemados que cuentan solo con un 6% de parcelas cada uno (Apéndice 6).

Según severidad de incendio, se encontraron variaciones en las coberturas que en promedio registraron menor cobertura en los sitios con severidad leve y severa, por lo que los sitios no quemados son los que presentaron un mayor promedio de cobertura. En el Cuadro 4 se presentan las especies que disminuyeron significativamente su cobertura.

Cuadro 4. Especies que presentaron mayor disminución de cobertura en sitios quemados respecto a los NQ.

Tipo de vegetación	Especie	Cobertura promedio		
		NQ	LQ	SQ
		%	%	%
Bosque	<i>Clarkia tenella</i> (Cav.) H.F. Lewis & M.R. Lewis	20	0	0
	<i>Euphorbia peplus</i> L.	20	0	0
	<i>Tropaeolum tricolor</i> Sweet	17,5	9,3	0
	<i>Anthriscus caucalis</i> M. Bieb.	12,5	0	0
Matorral	<i>Fumaria officinalis</i> L.	21,5	0	0
	<i>Centaurea melitensis</i> L.	10	3	1
	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	10	0	0
	<i>Cardamine bonariensis</i> Pers.	10	0	0

También, otras especies herbáceas aumentaron su cobertura con respecto a las parcelas no quemadas y estas se pueden apreciar en el cuadro 5.

Cuadro 5. Especies que presentaron mayor aumento de cobertura en sitios quemados respecto a los NQ.

Tipo de vegetación	Especie	Cobertura promedio		
		NQ	LQ	SQ
		%	%	%
Bosque	<i>Amsinckia calycina</i> (Moris) Chater	9,4	16,4	14,6
	<i>Alonsoa meridionalis</i> (L.f.) Kuntze	0	9,3	1
	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	7,5	19,2	4,6
	<i>Pectocarya linearis</i> (Ruiz & Pav.) DC.	0	3,6	6
Matorral	<i>Amsinckia calycina</i> (Moris) Chater	11,5	11,4	26,8
	<i>Cistanthe arenaria</i> (Cham.) Carolin ex Hershkovitz.	2,5	24,7	5,2
	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	6,6	10,8	8,9
	<i>Tropaeolum brachyceras</i> Hook. & Arn.	6,5	20	0

En bosque se registraron 27 especies más en zonas quemadas que en zonas no quemadas, en donde más de la mitad de estas corresponden a especies autóctonas, además se hallaron 11 especies exclusivas de los sitios NQ que corresponden en su mayoría a especies autóctonas con una forma de vida terófito o geófito (Apéndice 7).

Para el caso del matorral, se registraron 21 especies más en zonas quemadas que en zonas no quemadas, en donde más del 60% corresponden a especies autóctonas. En este caso se hallaron 12 especies exclusivas de sitios NQ de las cuales en su mayoría resaltan especies de origen autóctono y con una forma de vida terófito (Apéndice 8).

Composición

Respecto al origen geográfico, el 66% de las especies son autóctonas, mientras que un 34% resultó ser de origen alóctono. Por otro lado, según su forma de vida el 60% corresponde a especies terófitas, 28% a geófitas y un 12% a hemicriptófitas (Figura 4). En el Apéndice 10 se puede apreciar el listado de todas las especies registradas en este estudio, clasificadas según su forma de vida y origen geográfico.

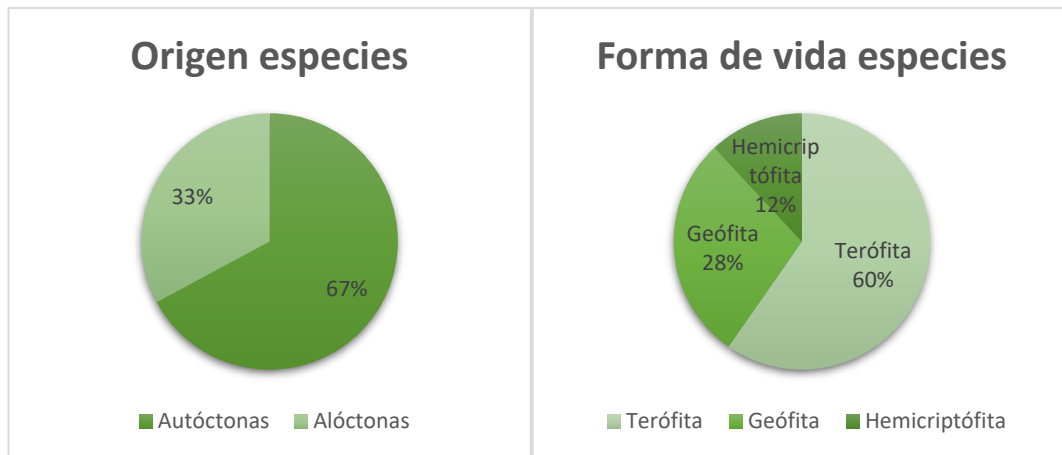


Figura 4. Composición de flora herbácea.

Al comparar la proporción de especies autóctonas y alóctonas según el nivel de severidad de incendio y el tipo de vegetación, se observa una diferencia mayor en cuanto a proporción (3:1) en sitios SQ con un tipo de vegetación bosque. En cuanto a la proporción de especies según su ciclo de vida (Anual o perenne), la proporción tuvo una diferencia mayor (3:1) en sitios LQ con un tipo de vegetación matorral (Cuadro 6).

Cuadro 6: Número de especies según origen geográfico y ciclo de vida para distintos niveles de severidad y tipos de vegetación.

Severidad de incendio según tipo de vegetación		Origen geográfico			Ciclo de vida		
		Autóctonas	Proporción	Alóctonas	Anual	Proporción	Perenne
SQ	Bosque	16	3:1	5	14	2:1	7
	Matorral	15	2,5:1	6	14	2:1	7
LQ	Bosque	12	1:1	12	17	2:1	7
	Matorral	13	1,5:1	8	16	3:1	5
NQ	Bosque	15	2,5:1	6	12	1:1	9
	Matorral	14	1,5:1	9	16	2:1	7

Asociación de especies

A partir del análisis de outliers, fueron descartadas dos parcelas, una por encontrarse riqueza nula y otra por encontrarse la malla en mal estado, esto ya que se podrían ver afectadas las observaciones. El análisis de conglomerados arrojó 6 grupos que tienen entre 9 a 28 parcelas (Apéndice 11). A partir del análisis de la estructura del dendograma se determinaron características para cada grupo, pero resaltan el tipo de vegetación y la severidad de incendio como determinantes en ciertos grupos. En el grupo 1 y 4 resalta el tipo de vegetación bosque mientras que para el grupo 2, 3 y 6 resalta el tipo de vegetación matorral, en tanto para el grupo 5 no resalta ninguno de los dos. En cuanto a la severidad de incendio para el grupo 2,

3 y 6 predominan las parcelas LQ mientras que para el grupo 4 y 5 predominan las parcelas SQ. Por último, en cuanto a riqueza y abundancia, el grupo 3 es el que tiene un promedio más bajo en ambas variables, mientras que para riqueza el promedio más alto se encuentra en el grupo 2 y para abundancia se encuentra en el grupo 4 (Apéndice 12).

Posterior a la realización del dendograma de similitud, se obtuvo el análisis de especies indicadoras en donde se identificaron entre 1 a 3 especies indicadoras por grupo (Ver cuadro 7). Estos resultados fueron complementados por el análisis MRPP con $A = 0.2009$ y $p = 0.0009$ lo cual indica que sí existen diferencias significativas entre los grupos, las cuales no se deben al simple azar. En su gran mayoría las especies indicadoras son de origen autóctono y con una forma de vida terófito.

Cuadro 7: Especies indicadoras por grupo.

Grupo	Número de parcelas	Especie	Forma de vida/Origen	Valor indicador ¹	p-valor ²
1	12	<i>Avena barbata</i> Pott ex Link	Terófito/Alóctono	0.72	0.001
		<i>Loasa triloba</i> Dombey ex Juss.	Terófito/Autóctono	0.69	0.001
2	21	<i>Amsinckia calycina</i> (Moris) Chater	Terófito/Autóctono	0.85	0.001
		<i>Pectocarya linearis</i> (Ruiz & Pav.) DC.	Terófito/Alóctono	0.71	0.001
		<i>Calandrinia compressa</i> Schrad. ex DC.	Terófito/Autóctono	0.54	0.001
3	16	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	Terófito/Alóctono	0.63	0.001
4	28	<i>Bromus berterioanus</i> Colla	Terófito/Autóctono	0.80	0.001
5	9	<i>Nassella chilensis</i> (Trin.) E. Desv.	Hemicriptófito/Autóctono	0.47	0.013
6	12	<i>Oziroë arida</i> (Poepp.) Speta	Geófito/Autóctono	0.68	0.001
		<i>Cistanthe arenaria</i> (Cham.) Carolin ex Hershk.	Terófito/Autóctono	0.67	0.001
		<i>Aristolochia chilensis</i> Bridges ex Lindl.	Hemicriptófito/Autóctono	0.58	0.001

¹ Valor resultante del producto entre la abundancia promedio de la especie en los sitios del grupo comparado con todos los grupos del estudio, y la frecuencia relativa de ocurrencia de la especie en los sitios del grupo. Varía entre 0 y 1, siendo 1 el valor máximo.

² Probabilidad de obtener por azar un valor indicador tan alto como el observado.

Efecto de severidad, pendiente, herbivoría y tipo de vegetación sobre riqueza y abundancia de especies

El análisis de abundancia de las especies herbáceas, indica que la cobertura según el tipo de vegetación muestra diferencias significativas ($p < 0,05$), en donde se presentó una mayor cobertura en bosque con un 51%, mientras que matorral solo presentó un 34% (Figura 5).

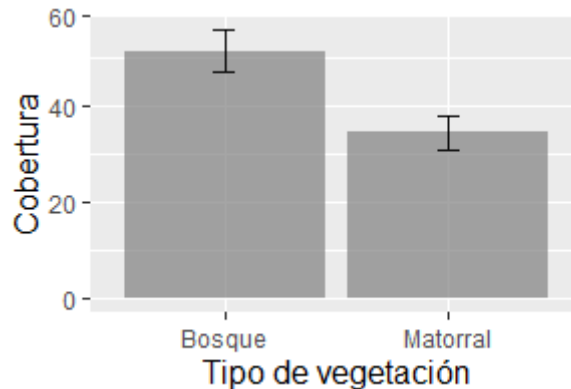


Figura 5. Promedio de cobertura (%) según tipo de vegetación ($p < 0,05$).

Además, se identificaron otras interacciones entre variables que generan distintas interpretaciones en la cobertura. En primer lugar, tenemos la ausencia o presencia de herbivoría y tipo de vegetación, de la cual podemos concluir que en bosque existe mayor cobertura cuando no hay herbivoría, pero para matorral es todo lo contrario, existe una mayor cobertura para los sitios con herbivoría (Figura 6a). La segunda interacción es entre la severidad de incendio y el tipo de vegetación, en este caso se desprende que para los sitios con matorral existe una mayor cobertura en sitios NQ lo que va disminuyendo de manera considerable para los sitios LQ y SQ, en cambio para el tipo de vegetación bosque, no existe una diferencia mayor de cobertura entre NQ, LQ y SQ. Bosque supera en cobertura a matorral en los sitios LQ y SQ (Figura 6b). La tercera interacción es entre el grado de pendiente y la vegetación en la cual para el bosque se puede decir que a medida que aumenta la pendiente, existe una mayor cobertura, en cambio en matorral no existe esa diferencia ya que para ambas pendientes existe una cobertura parecida (Figura 6c).

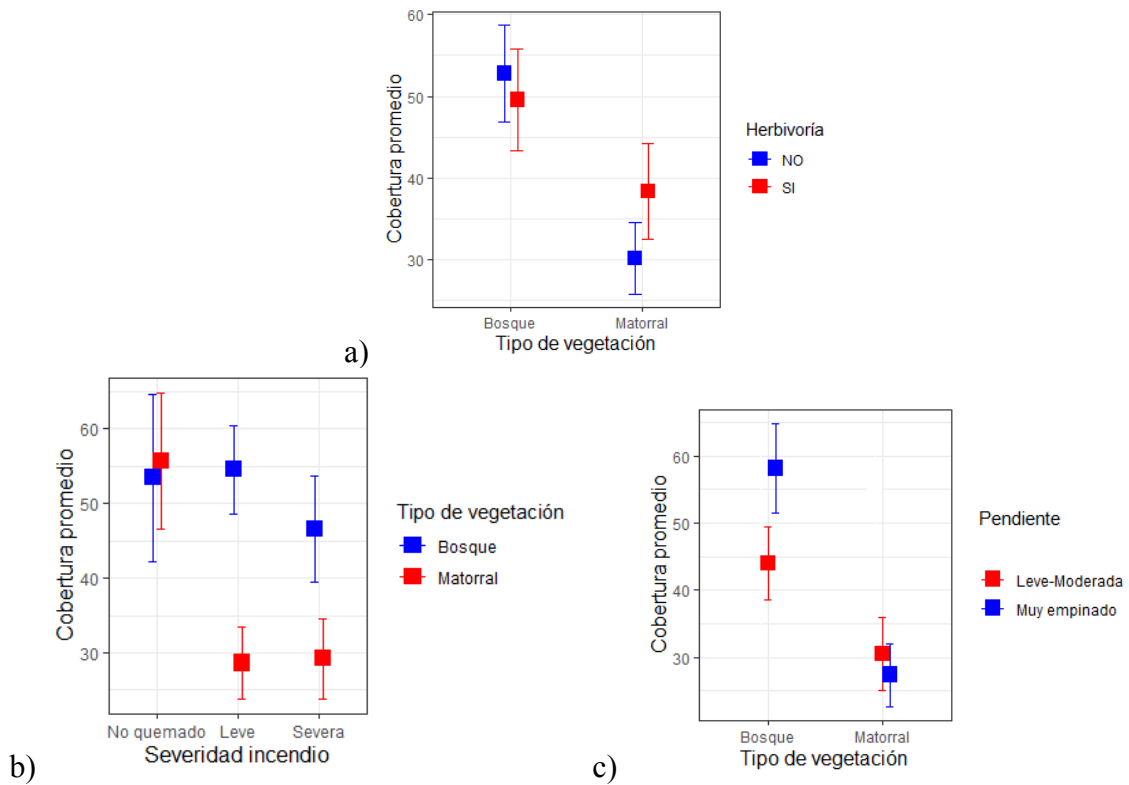


Figura 6. Promedio de cobertura (%) para variables significativas, a) Tipo de vegetación y herbivoría, b) Tipo de vegetación y severidad de incendio, c) Tipo de vegetación y pendiente.

Por otro lado, el fitovolumen presentó diferencias significativas según el tipo de vegetación ($p < 0,001$), siendo mayor en bosque con un promedio de $0,18 \text{ dm}^3$ a diferencia de matorral que cuenta con un promedio de $0,1 \text{ dm}^3$ (Ver figura 7a). Para el caso de severidad de incendio se puede apreciar que existe una diferencia entre sitios LQ con respecto a sitios NQ y SQ del mismo tipo de vegetación, además existe un promedio de fitovolumen mayor para bosque que para matorral (Ver figura 7b). Para el resto de las variables el fitovolumen no presentó diferencias significativas ($p > 0,05$).

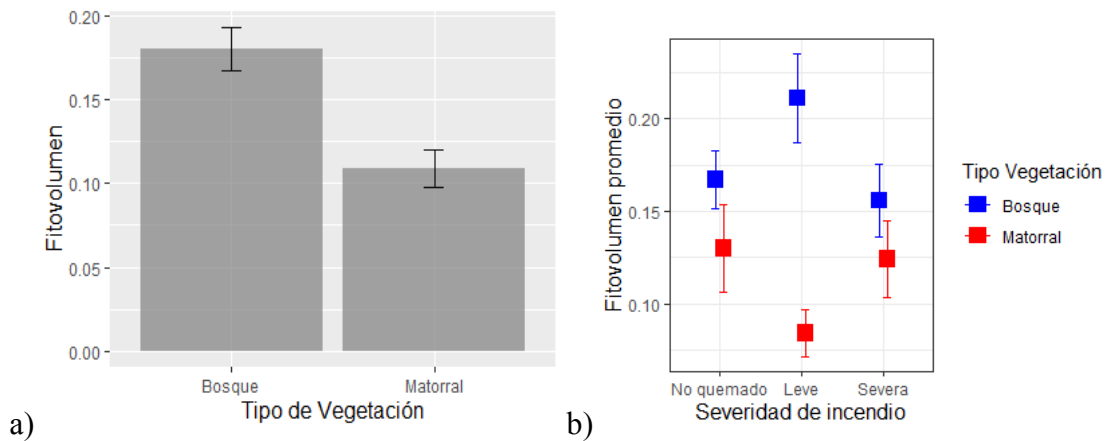


Figura 7. Promedio de fitovolumen (dm^3) según a) tipo de vegetación y b) severidad del incendio.

Por último, para el caso de la riqueza, la variable más significativa fue la severidad de incendio ($p < 0,05$) donde se pudo apreciar que en los sitios NQ existe una mayor riqueza de especies en comparación con los sitios LQ y SQ (Figura 8). Por otro lado, las demás variables como pendiente, herbivoría y tipo de vegetación no presentaron diferencias significativas para resaltar ($p > 0,05$).

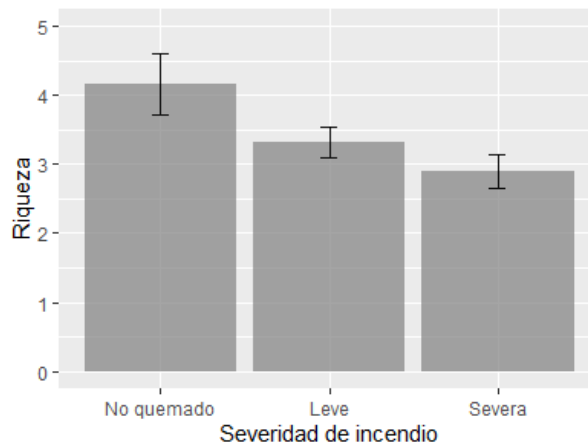


Figura 8. Promedio de riqueza según severidad de incendio: no quemado (NQ), levemente quemado (LQ) y severamente quemado (SQ).

Relación del régimen de precipitaciones y la regeneración

Se relacionó el régimen de precipitaciones y la regeneración de los 3 años de estudio. Al observar la figura 10, se aprecia que para el año 2017 donde existió mayor promedio de

precipitaciones en el área de estudio (164,9 mm), es donde hubo un mayor número de riqueza de especies herbáceas y también un mayor promedio de cobertura en los sitios estudiados, seguido por el año 2021 (103,9 mm) y en último lugar se encuentra el año 2019 (66,6 mm) (Red Agrometeorológica de INIA, 2022) con un número de especies bastante menor y también un promedio mucho más bajo de cobertura (Figura 9). Es importante mencionar que para los 3 años que se realizó el monitoreo de herbáceas, estuvo marcado por la sequía de la zona centro de Chile, el año 2017 solo tuvo un déficit cercano al 40% siendo de los años más lluviosos hasta ese entonces, seguido del año del 2° monitoreo que tuvo un déficit del 80% de precipitaciones, convirtiéndose en uno de los años más secos y también marcando la tónica del déficit durante la última década. Por último, en el año 2021 el déficit fue cercano al 70% marcando una sequía moderada en la zona (Dirección Meteorológica de Chile, 2022).

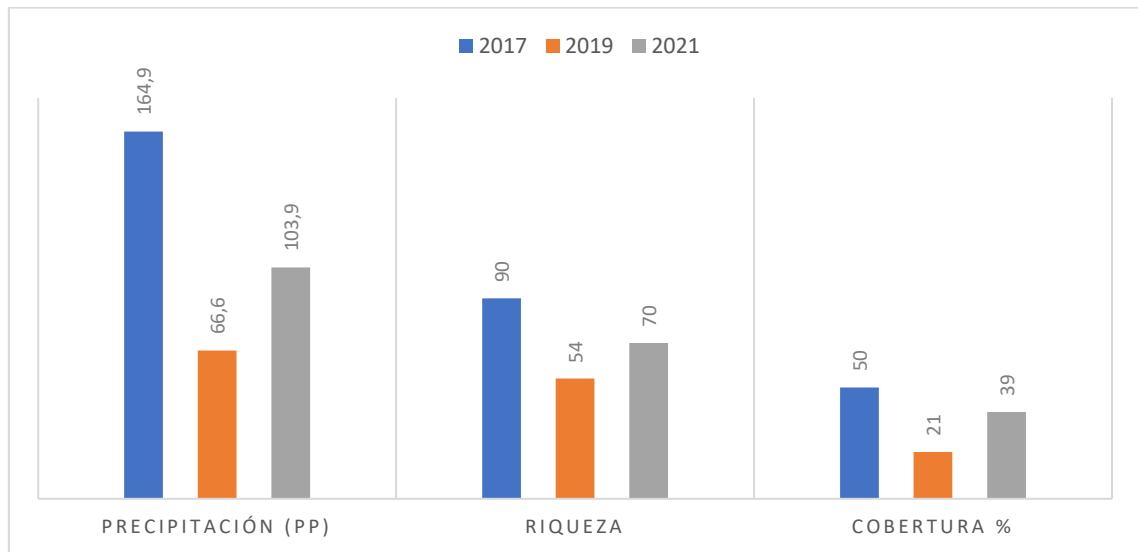


Figura 9. Relación entre precipitación (mm), riqueza (número de especies) y cobertura (%).

En cuanto a la forma de vida de las especies en comparación con el régimen de precipitaciones se destacó que para el año más lluvioso (2017) existió un mayor número de especies anuales (70) en comparación con especies perennes (20). En el caso del año que cayeron menos precipitaciones (2019), se evidenció un número bastante parecido tanto para anuales (28) como para perennes (26). Finalmente, para el año 2021 se registró un mayor número de especies anuales (48) en comparación con las perennes (28) (Figura 10).

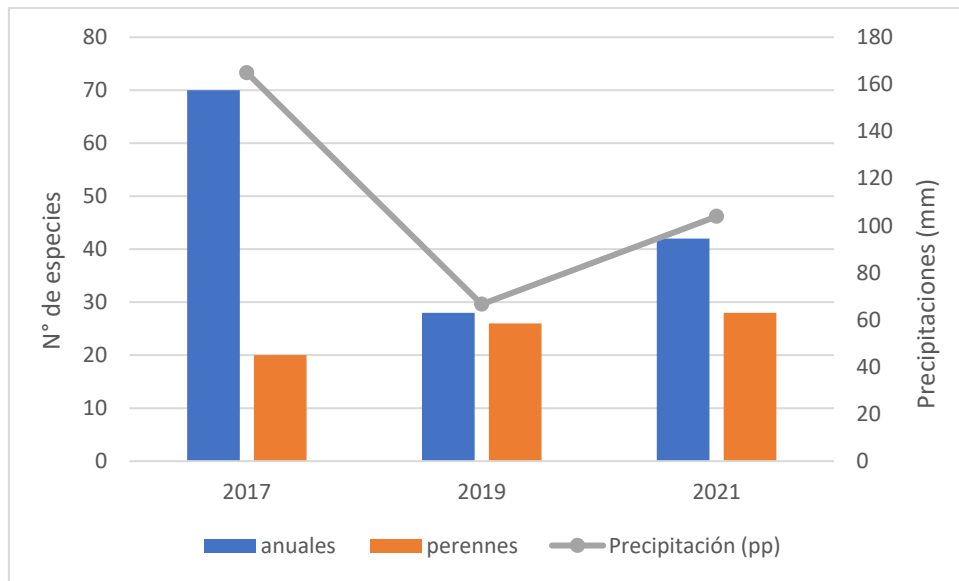


Figura 10. Relación entre precipitación (mm) y forma de vida (número de especies anuales o perennes).

DISCUSIÓN

Riqueza

La riqueza que fue registrada en este estudio corresponde tan solo al 78% de la riqueza registrada en el primer monitoreo de flora herbácea. Esto se puede explicar ya que después de los primeros años en donde existe una clara dominancia de especies herbáceas, al pasar el tiempo, se da paso para que las especies leñosas o arbustivas se desarrollen, regularizando de esta forma el ecosistema en su conjunto (González, 2017). No obstante, es importante mencionar que la disminución de riqueza respecto al primer monitoreo puede ser una respuesta a la sequía que azota a la zona centro de Chile desde el año 2007 (BCN, 2019).

Para el caso de este estudio se registraron especies que no fueron encontradas en los monitoreos anteriores, en donde predominan principalmente las especies terófitas y autóctonas, lo que concuerda con la predominancia que existe en el SNQL. Encontrar nuevas especies puede estar ligado al factor fuego que influye en la diversidad de especies herbáceas que se pueden encontrar en un sector tras un incendio forestal. Además, las precipitaciones pueden ser claves para las especies anuales (Olivares *et al.*, 2004). De esta manera, tras un incendio las herbáceas de vida corta logran alcanzar su pico entre uno a cinco años, lo que se explica con las nuevas apariciones que se pueden observar al comparar los tres monitoreos realizados (De Lillis y Testi, 1990).

Al comparar este resultado con los monitoreos anteriores, tenemos que para el primer monitoreo la variable significativa fue el tipo de vegetación donde la riqueza obtuvo un mayor valor en matorral lo cual coincide con este monitoreo, donde en promedio existe mayor riqueza en sitios con matorral. En el caso del segundo monitoreo su variable significativa fue el grado de pendiente en donde se obtuvo que para sitios más empinados es menos probable encontrar especies herbáceas y esto fue comparado también con el tipo de vegetación en donde el 71% de riqueza nula fue encontrada en sitios muy empinados y el 100% de estos sitios corresponden a sitios con vegetación de tipo matorral. Esto queda explicado por la alta erosión del suelo en zonas de alta pendiente, sobre todo en matorral donde el suelo se encuentra más desprotegido dada la baja cobertura que existe. En cambio, para este monitoreo no se presenta esta riqueza nula en sectores de matorral y alta pendiente. Esto demuestra que sí han existido cambios en cuanto a la riqueza durante estos años en el santuario.

La variable herbivoría comparada entre el 2do y 3er monitoreo muestra diferencias. En el estudio de Ferrá (2019), el promedio de riqueza es mucho mayor para parcelas con exclusión de herbivoría, mientras que para este estudio existe una diferencia mínima en donde las parcelas sin exclusión de herbivoría cuentan con un mayor promedio de riqueza. Al no existir

diferencias significativas para este estudio en cuanto a la herbivoría, se puede decir que la incidencia de los herbívoros puede estar dependiendo de otros factores, que se encuentran fuera del alcance de esta memoria.

El análisis estadístico que se realizó entre el promedio de riqueza de bosque y matorral comparado con la variable de herbivoría nos indica que para las parcelas de bosque existe un promedio de riqueza mayor para sitios sin exclusión de herbivoría, mientras que para matorral el promedio mayor se encuentra en sitios con exclusión de herbivoría. En este caso los herbívoros como dispersores de semillas pueden estar tomando protagonismo en sectores con vegetación de tipo bosque. Sabemos de la importancia de los herbívoros como dispersores de semillas, pero también se debe tener en cuenta que para los animales el decidir qué comer y dónde no es un acto al azar, sino que resulta de una variedad de factores más complejos que le aseguran la obtención de energía y nutrientes necesarios para vivir y reproducirse (Gowda, 2014). Es también por esto que se conoce el efecto contrario que tienen los herbívoros como depredadores de semillas y plántulas, lo cual puede estar afectando a los sitios de matorral (Correa-Solis, 2020).

Abundancia

Al comparar la abundancia de este monitoreo con el de 2017 (Martínez 2018), es evidente que este último contó con un importante desarrollo herbáceo en la primera temporada de crecimiento posterior al incendio. Esto concuerda con diversos estudios los cuales indican que las comunidades vegetales herbáceas tienen un desarrollo mucho más provechoso en el primer año post incendio en comparación con especies leñosas, esto por la liberación de semillas que se encuentran retenidas, ya que no existen tantas barreras naturales que impiden el paso y también existen otro tipo de semillas que permanecen en reposo. A todo esto, se le suma que por el paso del fuego existe mucho más espacio y nutrientes en el suelo para que las especies herbáceas sean las primeras en volver a colonizar (Araya y Ávila, 1981; Contreras *et al.*, 2011; Quintanilla, 2000; Villaseñor y Sáiz, 1990).

De las especies que se vieron más afectadas, disminuyendo de forma considerable su proporción de cobertura en sitios quemados con respecto a los no quemados, existe certeza que en su mayoría fueron especies terófitas. Un caso aparte es la especie geófito *Tropaeolum tricolor* Sweet que presentó disminución de su cobertura. Sabadin *et al.* (2015) plantean que especies geófitas ven favorecida su regeneración en las primeras temporadas post incendio, ya que se ve disminuida su competencia con especies leñosas, por lo que esto explicaría de cierta forma que hayan perdido terreno después de cinco años, ya que en esta etapa hay mayor desarrollo de arbustos y especies leñosas por lo que cuentan con más competencia.

Por otro lado, el aumento de la cobertura fue mayor en especies autóctonas, pero existe una particularidad de la especie *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér. ex Aiton (especie invasora) que presenta un aumento considerable de su cobertura. Múltiples estudios sugieren que especies

naturalizadas en Chile central presentan rasgos asociados directamente con el fuego, como en este caso (Figueroa *et al.*, 2009). Otra especie importante en este estudio es *Bromus berterioanus* Colla que es la especie con mayor frecuencia y además es una de las que tiene mayor cobertura. Esta tiene una respuesta positiva ante las altas temperaturas por lo que explicaría su elevado porcentaje de cobertura, tanto en bosque como en matorral (Figueroa *et al.*, 2009).

La cobertura responde al tipo de vegetación de manera más significativa en este estudio. El hecho de que exista una mayor cobertura en bosque se debe a una mayor condición de humedad, ya que después de cinco años de ocurrido el incendio, el bosque comienza a desarrollarse y a colonizar plantas perennes. Parte del bosque joven empieza con su recuperación, además de existir un rápido crecimiento arbustivo (García *et al.*, 2007; González, 2017), lo que trae consigo suelos más desarrollados o una mayor cantidad de materia orgánica que permitirían un desarrollo significativo de los individuos. No obstante, esto se ve opacado por las consecuencias que trae consigo la mega sequía que azota la zona central de Chile, registrando una alarmante pérdida de resistencia en el bosque esclerófilo, contando con árboles secos o muertos lo que conlleva a una pérdida de cobertura del dosel (Díaz, 2020).

En el caso de la herbivoría, existe un promedio muy parecido entre bosque con y sin exclusión de herbivoría, pero para el caso de matorral existe un promedio mayor de cobertura para lugares sin exclusión de herbivoría. Esto podría complementarse con lo discutido anteriormente en el ítem de riqueza, en donde se intenta entender el avance de especies herbáceas a pesar de tener herbívoros a su alrededor. De esta forma es que los herbívoros podrían tener una mayor incidencia en sitios con matorral, ya que estos prefieren ramonear en espacios abiertos (Gómez-González, 2018), por lo que explicaría la baja cobertura que existe si lo comparamos con sitios de vegetación bosque.

Composición

Sin duda el fuego repercute sobre el origen y la composición de las especies. En Chile central ha sido un tema ampliamente estudiado, sin embargo, no existe un consenso a la respuesta de este tipo de ecosistemas. Existen estudios que hablan sobre lo beneficioso que es para las especies invasoras que ocurra un incendio (Contreras *et al.*, 2011), mientras que otros indican que no existe una mayor diferencia en la composición de las comunidades herbáceas post incendio (Gómez-González *et al.*, 2011).

Los resultados de la severidad de incendio en este monitoreo se asemejan mucho al primero. De esto podemos decir que a pesar de que algunos estudios indiquen que tras un incendio el mayor desarrollo sea de especies alóctonas (Ávila *et al.*, 1981; Gómez-González *et al.*, 2011), los resultados indican que tras cinco años de ocurrido el incendio y en la zona que fue más afectada por el fuego hay una clara dominancia de especies autóctonas, lo que indica que la

estrata herbácea presenta cierta resiliencia al fuego como consecuencia de la historia de perturbaciones a la que ha estado expuesto este tipo de ecosistemas (Gómez-González *et al.*, 2011) o que la intensidad no fue tan alta como para que la comunidad fuese reemplazada por especies alóctonas, sino que se fue regenerando desde la vegetación remanente (Montenegro *et al.*, 2003).

Existen factores que pueden llegar a ser influyentes en el proceso de invasión de especies exóticas y uno de estos es la disponibilidad de propágulos. Este factor logra evaluarse en función de la proporción de especies exóticas presentes en el ecosistema y en las comunidades de Chile central varía entre los 20 y 50% (Figueroa *et al.*, 2004). En este monitoreo se registró un 33% de especies exóticas, a diferencia del 21% que se registró en la solicitud de declaración de santuario, en donde se estudiaron todos los estratos vegetales (Universidad de Chile, 2016). Al tener uno de los porcentajes más bajos de especies exóticas para Chile central, se puede decir que existe un bajo número de propágulos en el área de estudio lo cual puede explicar la alta proporción de especies autóctonas que han seguido colonizando el santuario luego de cinco años de ocurrido el incendio. Además, otro factor a resaltar es la resistencia al fuego que tiene el banco de semillas de especies nativas, ya que incluso las altas temperaturas podrían aumentar la germinación de estas. Especies presentes en este monitoreo como *Bromus berterianus* y *Oxalis micrantha* demostraron tener una buena respuesta al calor y tener mayor densidad que en su sitio de control (Figueroa *et al.*, 2009).

La predominancia de especies terófitas (60%) concuerda con las condiciones climáticas, dado que esta forma de vida es característica de zonas con clima mediterráneo. Las herbáceas terófitas son capaces de completar sus ciclos vitales antes de la llegada del verano y gracias a esto se acomodan a la perfección con el calendario mediterráneo (Universidad de Cantabria, 2017). Por otra parte, se evidenció un aumento de especies geófitas en comparación con el primer monitoreo. Esto podría explicarse porque las especies geófitas son diversas y abundantes en todas las regiones con clima mediterráneo, su ciclo de vida las adapta previamente para los incendios ya que su ciclo estacional cuenta con un periodo de latencia en el que los tejidos que se encuentran por sobre la superficie mueren, en cambio sus bulbos están profundamente enterrados y logran resistir las altas temperaturas, además responden positivamente a este por tener una frecuencia mucho mayor de floración (Montenegro *et al.*, 2004).

La relación que existe entre los tres monitoreos y las especies terófitas, puede explicarse por la sucesión ecológica que ocurre en el santuario ya que en el primer año existe una alta colonización de especies pioneras, las cuales en su mayoría son plantas herbáceas anuales que aprovechan la luz y claros que ha dejado el incendio. Esto se va regulando con los años ya que comienzan a colonizar especies perennes, luego para el quinto año o más tiempo de transcurrido el incendio, comienza la competencia por la humedad y luz con las especies leñosas que empiezan a regenerarse tras largos años, de esta forma es que comienzan las dificultades para las especies herbáceas (Villaseñor y Ruiz, 1990; González, 2017). Otro de los factores que puede incidir en estos resultados es el déficit hídrico que ha existido en la zona durante más de doce años, tema que se abordará en el siguiente ítem de la discusión.

Por otro lado, en el Cuadro 8 podemos observar la gran diferencia que existe en cuanto a proporción entre el primer monitoreo y los demás con respecto a especies anuales y perennes, en donde en los últimos dos monitoreos se reduce considerablemente esta proporción. Es importante destacar que para este estudio sigue la predominancia de especies anuales, esto puede ser posible ya que el banco de semillas de especies herbáceas anuales es superior en Chile central y está compuesto principalmente por gramíneas (Figueroa y Jaksic, 2004).

Cuadro 8. Comparación de proporción del número de especies según origen geográfico y ciclo de vida entre el 1°, 2° y 3° monitoreo.

Severidad de incendio según tipo de vegetación		Origen geográfico			Ciclo de vida		
		Autóctonas:Aloctonas			Anual:Perenne		
		1°M.	2° M.	3° M.	1°M.	2° M	3° M.
NQ	Bosque	1:1	3:1	2:1	3:1	1,5:1	1:1
	Matorral	1:1	2:1	1:1	5:1	1:1	2:1
LQ	Bosque	1:1	4:1	1:1	2:1	1:1	2:1
	Matorral	1:1	3:1	1:1	4:1	2:1	3:1
SQ	Bosque	2:1	3:1	3:1	7:1	1:1	2:1
	Matorral	2:1	2:1	2:1	2:1	2:1	2:1

Análisis de conglomerados y especies indicadoras

A diferencia de los otros dos monitoreos, en este se identificaron 6 grupos a partir del análisis de conglomerados, al igual que en el segundo monitoreo se diferencia del primero porque la composición de los grupos fue determinada por el tipo de vegetación y la severidad de incendio, mientras que en el primer monitoreo solo fue determinado principalmente por el tipo de vegetación.

Las especies con valor indicador más alto corresponden a *Amsinckia calycina* (Moris) Chater y *Bromus berteroi* Colla, aunque no alcanzaron un valor máximo por lo que no son totalmente exclusivas del grupo ni de las parcelas, son relevantes por tratarse de especies autóctonas que “colonizan” con un índice bastante alto sus respectivos grupos dentro de este análisis. Cabe destacar que *Bromus berteroi* responde muy bien a las altas temperaturas y es una de las terófitas más importantes del clima mediterráneo en Chile central. En general esta especie responde positivamente ante distintos regímenes pluviométricos, encontrándose adaptada a sequías ya que cuenta con mecanismos que le permiten acortar su ciclo en periodos de estrés (Olivares *et al.*, 2006).

Al comparar las especies indicadoras de los tres monitoreos nos damos cuenta de que coinciden solo dos: *Bromus berteroi* y *Erodium cicutarium*. Según Tapia (2005) estas especies se encuentran presentes en un estado inicial de la sucesión secundaria en laderas norte y sur del SNQLP. Además, cabe recalcar que las semillas de *Bromus berteroi* expuestas a calor y humo aumentan su abundancia como se comentó en un ítem anterior (Figueroa *et al.*, 2009), por lo que las condiciones fueron ideales para que se presente con gran densidad dentro del área de estudio y continúe siendo una especie indicadora. Por otro lado, *Erodium cicutarium* se vería desfavorecida con la exposición de sus semillas al calor y al humo (Figueroa *et al.*, 2009), por lo cual toma sentido que esta especie cuente con una disminución considerable en sitios SQ, pero siga manteniendo predominancia en los otros sectores.

Relación del régimen de precipitaciones y la regeneración

Según los resultados, se puede discutir la importancia que tienen las precipitaciones en la regeneración de herbáceas en el santuario ya que se tiene una relación directa, vale decir mientras más precipita, más especies se encuentran en el área de estudio. Aunque con los años las especies perennes han aumentado, las especies anuales parecen favorecerse aún más de las precipitaciones, posiblemente debido a que sus semillas se encuentran condicionadas por los factores climáticos, en especial por el régimen pluviométrico (Olivares *et al.*, 2004). De estos resultados se destacan las especies anuales, siendo las que más varían dependiendo del rango de precipitaciones como fue mencionado anteriormente. Según Callaway y Sabraw (1994), los cambios de densidad, composición botánica y diversidad de estas especies se

encuentran directamente ligados a la variación de las precipitaciones; y no tan solo del monto anual acumulado de estas, sino que también de su distribución.

Las herbáceas anuales son importantes dentro del ecosistema mediterráneo chileno ya que ayudan a controlar la erosión del suelo y constituyen de igual forma una base importante dentro de la dieta de los herbívoros (Lozano-Parra *et al.*, 2018). Por otro lado, las herbáceas perennes en este monitoreo y los anteriores cuentan con una cobertura más estable (se ven menos afectadas por las precipitaciones), por lo que podrían ser especies más interesantes para proyectos de restauración ecológica. Para entender cómo pueden afectar las precipitaciones a estas especies es necesario comprender que no solo se necesitan datos de precipitación, sino que también es importante tener datos de evapotranspiración y contenido hídrico del suelo, para explicar la dinámica de estas especies (Lozano-Parra *et al.*, 2018).

A partir del año 2010 en Chile central, los déficits anuales de precipitación son cercanos al 30% (CR2, 2015). Aunque sequías cortas de uno a dos años son muy recurrentes en el clima de tipo mediterráneo, este evento tiene varias características distintas que respaldan su denominación como mega sequía de Chile central, ya que es la racha continua más larga y seca de la historia que se tenga registro (BCN, 2019). El área de estudio, al encontrarse dentro de esta zona, también se ve afectada por la mega-sequía por lo que se podrían explicar los resultados de riqueza y abundancia registrados en los tres monitoreos.

Aunque la flora de Chile central, tanto nativa como algunas especies exóticas, se ha adaptado a resistir períodos de sequías intensas, pero de corta duración, la actual persistencia de la mega-sequía puede estar produciendo un notable deterioro de la flora herbácea. Las especies deben enfrentar la falta de humedad que existe en el suelo durante períodos secos, de esta forma comienzan a reducir su pérdida de evapotranspiración cerrando sus estomas, disminuyendo su fotosíntesis y crecimiento (CR2, 2015). De esta manera es que se puede esperar que las especies herbáceas pierdan fitovolumen al pasar los años. Este período de mega sequía ha traído consigo un aumento de los incendios forestales en la zona central de Chile, de una forma u otra esto termina por afectar a las especies herbáceas (CR2, 2015).

Las sequías pueden presentarse con distintas intensidades y las respuestas de una misma especie pueden variar dependiendo de las características que tenga. Diferentes predicciones sobre el cambio climático apuntan hacia un aumento de la intensidad y duración de las sequías, presentándose regímenes más irregulares de las precipitaciones y temperaturas (Valladares, 2008). Esto genera que especies de los ecosistemas mediterráneos se enfrenten a extinciones locales y cambios en su dominancia por no adaptarse a los cambios antes mencionados. La incertidumbre radica una vez más en predecir qué especies desaparecerán y cuales podrían volverse dominantes en los nuevos escenarios climáticos (Valladares, 2008). No es parte del azar que en el área de estudio se encuentren nuevas especies luego de cinco años ocurrido el incendio, ya que se encuentra en una transición y la flora herbácea se está adaptando a la falta de precipitaciones y las altas temperaturas.

CONCLUSIONES

En este tercer monitoreo, cinco años después de ocurrido el incendio en el SNQLP, se lograron identificar nuevas especies en comparación con los dos anteriores, tanto la riqueza como cobertura de especies herbáceas tuvieron un incremento en comparación al segundo monitoreo, lo que es relevante ya que puede tener una estrecha relación con el aumento de precipitaciones que hubo para el año de este monitoreo.

En este monitoreo se identificaron seis comunidades de hierbas a partir del análisis de conglomerados. En la mayor parte de los grupos existe una correlación con el tipo de vegetación o grado de severidad de incendio. Entre las especies indicadoras resaltan las terófitas y autóctonas. Solo dos de las especies indicadoras identificadas fueron también especies indicadoras en los otros dos monitoreos realizados en el SNQLP y también coinciden en que forman parte de los estados iniciales de la sucesión secundaria en el área de estudio.

De acuerdo con lo expuesto, el estrato herbáceo cinco temporadas después del incendio, presentó una mejor regeneración natural de su cobertura en sitios no quemados para matorral y para sitios no quemados y levemente quemados en bosque. El bosque presentó mayor fitovolumen y cobertura que el matorral. Los sitios con pendiente muy empinada y sin herbivoría propiciaron un mayor fitovolumen y, finalmente, los sitios severamente quemados son los que presentaron una menor riqueza.

Por lo tanto, la regeneración natural del estrato herbáceo estaría presentando una recuperación positiva, considerando los datos y estudio del segundo monitoreo, pero es importante mencionar el rol de las precipitaciones para el estrato herbáceo que parece ser un condicionante directo para el futuro del Santuario.

El tema de las precipitaciones toma un rol importante en este estudio ya que la sequía parece haberse instaurado en la zona central de Chile, por lo que toma relevancia tener una reflexión sobre lo que significaría tener un futuro más cálido y seco, esto sabiendo que nos encontramos en un mundo complejo y en constante cambio. Sin embargo, se deben buscar medidas y soluciones innovadoras que contemplen a múltiples actores y disciplinas para esta adaptación climática que cada vez se hace más necesaria para tener territorios más resilientes.

Es por esto que, aunque la regeneración es favorable, podemos estar ante un futuro cambio en la estructura florística del Santuario por temas de cambio climático y la adaptación de la flora a este. En definitiva, se vuelve importante el monitoreo al largo plazo del SNQLP.

BIBLIOGRAFIA

- 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.
- 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.
- Ávila G., Aljaro M. & Silva B. 1981. Observaciones en el estrato herbáceo del matorral después del fuego. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso*. 4; 99-105.
- Balzarini, M.; L. Gonzalez; M. Tablada; F. Casanoves; J. Di Rienzo y C. Robledo. 2008. *InfoStat: Manual del usuario*. Córdoba, Argentina: Editorial Brujas. 336p.
- Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. 2019. Mega sequía, Actualidad territorial. [En línea]. Recuperado en: https://www.bcn.cl/siit/actualidad-territorial/mega_sequia/document_view2 Consultado el: 6 de junio de 2022.
- Bond, W. and B. Van Wilgen. 1996. *Fire and plants*. London, England: Chapman & Hall. 263p. (Population and Community Biology).
- Callaway, R., and C. Sabraw. 1994. Effects of variable precipitation on the structure and diversity of a California salt marsh community. *J. Veg. Sci.* 5:433-438.
- Campillay, C. 2018. Valoración de los servicios ecosistémicos en el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata. *Repensando la quebrada*. [En línea]. Recuperado en: <http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/170460> Consultado el: 6 de junio de 2021.
- Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2. 2015. La megasequía 2010-2019: una lección para el futuro. [En línea]. Recuperado en: <https://www.cr2.cl/megasequia/> Consultado el: 18 de julio de 2022.
- Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2. 2021. La sequía que no da tregua a la zona centro de Chile. [En línea]. Recuperado en: <https://www.cr2.cl/la-sequia-que-no-da-tregua-a-la-zona-centro-de-chile-ladera-sur/> Consultado el: 25 de julio de 2022.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2009. Sistema de información territorial: Catastros usos de suelo y recursos vegetacionales. [En línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <https://sit.conaf.cl/>. Consultado el: 14 de junio de 2021.

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). 2017. Análisis de la Afectación y Severidad de los Incendios Forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y Los Ríos de Chile. Informe Técnico. Santiago, Chile. 56 p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2020. Estadísticas-resumen nacional ocurrencia (número) y daño (superficie afectada) por incendios forestales 1964 - 2020. [En línea]. Recuperado en: <http://www.conaf.cl/incendios-forestales/incendios-forestales-en-chile/estadisticas-historicas/>. Consultado el: 2 de junio de 2021.

Contreras, T.; J. Figueroa; L. Abarca and S. Castro. 2011. Fire regimen and spread of plants naturalized in central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84: 307-323.

Correa-Solís, M. 2020. Seed predation and its relationship with the recruitment of seedlings of woody species in central Chile. [En línea]. Recuperado en: <https://repositorio.uc.cl/handle/11534/45387> Consultado el: 18 de julio de 2022.

Dallman PR, 1998. Plant life in the world's Mediterranean climates: California, Chile, South Africa, Australia and the Mediterranean Basin. California Native Plant Society. University of California Press, Berkeley.

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].

De Lillis, M. y Testi, A. 1990. "Post-fire dynamics in a disturbed Mediterranean community in central Italy" en *Fire in ecosystem dynamics: Mediterranean and northern perspectives* (Goldammer, J. G. y Jenkins, M. J. coord.). The Hague, Edit. SPB Academic Publishing, 53-62.

Díaz, P. 2020. La alarmante pérdida de resistencia del bosque esclerófilo: al menos un tercio ha disminuido su verdor por la megasequía en la zona central (ladera sur). [En línea]. Recuperado en: <https://www.cr2.cl/la-alarmante-perdida-de-resistencia-del-bosque-esclerofilo-al-menos-un-tercio-ha-disminuido-su-verdor-por-la-megasequia-en-la-zona-central-ladera-sur/> Consultado el: 18 de julio de 2022.

Dirección General de Aeronáutica Civil. 2021. Reporte anual de la evolución del clima en Chile. [en línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <https://cambioclimatico.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2021/06/ReporteClimatico2020-edmay2021.pdf> Consultado el: 4 de julio de 2022.

Dirección Meteorológica de Chile. 2022. Reporte de la evolución del clima. [en línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <https://climatologia.meteochile.gob.cl/application/publicaciones/reporteEvolucionClima> Consultado el: 6 de junio de 2022.

Ellenberg, H. and D. Mueller-Dombois. 1967. A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. Ber. geobot. Inst. eidg. tech. Hochschule Rubel, 37: 56-73.

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.

Ferrá, B. 2021. Evaluación de la regeneración natural de especies herbáceas del matorral y bosque esclerófilo tres temporadas después de ocurrido un incendio. Memoria Ingeniera en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 56p.

Figueroa, J.A.; L.A. Cavieres; S. Gómez-González; M. Molina-Montenegro y F.M. Jaksic. 2009. Do heat and smoke increase emergence of exotic and native plants in the matorral of central Chile? *Acta Oecologica*, 35: 335-340.

Figueroa, J.A. & F.M. 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 N, Sánchez P, Pauchard A, Urrutia J, Cavieres L & Marticorena A. 2014. Plantas Invasoras del Centro-Sur de Chile: Una Guía de Campo. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Concepción, Chile.

Gajardo R. 1994. La vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica, Editorial Universitaria, Santiago. 165 pp.

García, N. 2010. Caracterización de la flora vascular de Altos de Chicauma, Chile (33°S). *Gayana Botánica*, 67(1): 65-112.

García, R. A., Pauchard, A., & Peña, E. 2007. Invasión de *Teline monspessulana* (L.) K. Koch después de un incendio forestal: Banco de semillas, regeneración y crecimiento. *Gayana Botánica*, 64, 200-209.

Gómez-González, S.; C. Torres-Díaz; G. Valencia; P. Torres-Morales; L.A. Cavieres and J.G. Pausas. 2011. Anthropogenic fires increase alien and native annual species in the Chilean coastal matorral. *Diversity and Distribution*, 17: 58-67.

Gómez-González, S. 2018. Vulnerabilidad del matorral mediterráneo de Chile a los incendios forestales: apuntes para su recuperación y conservación. [en línea]. Santiago, Chile.

Recuperado en: https://www.febimed.org/wp-content/uploads/2019/05/Gomez-Gonz%C3%A1lez-2018-Cap.Libro_.pdf Consultado el: 2 de junio de 2021.

González, P. 2017. Impacto de los incendios forestales en suelo, agua vegetación y fauna. [en línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <https://www.camara.cl/verDoc.aspx?prmTIPO=DOCUMENTOCOMUNICACIONCUENTA&prmID=39186> Consultado el: el 3 de junio de 2022.

Gowda, J., Garibaldi, L. y *et al.* 2014. Herbívoros: actores clave. En Raffaele, E., de Torres Curth, M., Morales, C. y Kitzberger, T. (1ed) (Ed.). Ecología e historia natural de la Patagonia Andina, un cuarto de siglo de investigación en biogeografía, ecología y conservación. (pp. 91-112). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Fundación de Historia Natural Félix de Azara.

Hauenstein, E.; A. Muñoz-Pedrerros; J. Yáñez; P. Sánchez; P. Möller; B. Guiñez. et al. 2009. Flora y vegetación de la Reserva Nacional Lago Peñuelas, Reserva de la Biósfera, Región de Valparaíso, Chile. *Bosque*, 30(3): 159-179.

Instituto de Botánica Darwinion. 2021. Catálogo de Plantas Vasculares. [en línea]. Buenos Aires, Argentina. Recuperado en <http://www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/BuscarEspecies.asp> Consultado el: 17 de agosto de 2021.

Jaksic, F. M., & Fariña, J. M. 2015. Incendios, sucesión y restauración ecológica en contexto. Universidad de Magallanes. In *Anales del Instituto de la Patagonia*. Vol. 43, No. 1, pp. 23-34.

Labra F, Pérez-Quezada J, Rodrigo P. 2018. Plan de manejo predial para sitios prioritarios de conservación de la biodiversidad aplicado al fundo El Volcán. p:269-325. En: Pérez Quezada J, Rodrigo P. (Eds) *Metodologías aplicadas para la conservación de la biodiversidad en Chile*. Serie Ciencias Ambientales N°1, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile, Santiago.

Lozano-Parra, Javier, Lozano-Fondón, Carlos, Pulido, Manuel, & García-Marín, Ramón. 2018. El papel del agua sobre la biomasa vegetal en la zona semiárida con clima mediterráneo de Chile 1. *Revista de geografía Norte Grande*, (71), 91-108.

Luebert, F. y P. Plicoff. 2006. *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 316p.

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 Ingeniera en Recursos Naturales Renovables*. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 51p.

McCune, B. and J. Grace. 2002. Analysis of ecological communities. Oregon, United States: Mjmm Software Design. 300p.

MMA (Ministerio del Medio Ambiente), Chile. 2022. [en línea]. Santiago, Chile: Ministerio del Medio Ambiente. Recuperado en: <https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/> Consultado el: 30 de marzo de 2022.

Montenegro, G.; M. Gómez, F. Díaz and R. Ginocchio. 2003. Regeneration potential of Chilean matorral after fire: An updated view. (ch. 14, pp. 381-409). In: Veblen, T.; W. Baker, G. Montenegro and T. Swetnam. Fire and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas. New York, United States: Springer-Verlag New York. 446p. (Ecological Studies).

Montenegro, G.; R. Ginocchio; A. Segura; J. Keely and M. Gómez. 2004. Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(3): 455-464.

Myers, N., Mittermeier RA., Mittermeier CG., DA Fonseca GAB & Kent J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Navas, L. 1973. Flora de la cuenca de Santiago de Chile, Tomo I. Santiago, Chile: Editorial Andrés Bello. 301p.

Navas, L. 1976. Flora de la cuenca de Santiago de Chile, Tomo II. Santiago, Chile: Editorial Andrés Bello. 559p.

Navas, L. 1979. Flora de la cuenca de Santiago de Chile, Tomo III. Santiago, Chile: Editorial Andrés Bello. 509p.

Olivares, A., M. Johnston, y E. Salas. 2004. Distribución de la precipitación y producción de semillas en *Erodium moschatum* (L.) L'Her. *Ex. Art. Agric. Téc. (Chile)* 64:251-263.

Olivares A., M. Johnston, and C. Gutiérrez. 2006. Crecimiento y desarrollo de *Bromus berterioanus* Colla, sometido a diferentes regímenes pluviométricos. *Agricultura Técnica (Chile)* 66:166-173.

Pereira, L. 2020. Producción territorial y proceso de patrimonialización de la Quebrada de La Plata, Maipú. [en línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <https://estudiosurbanos.uc.cl/wp-content/uploads/2020/01/TESIS-LPC.pdf> Consultado el: 6 de junio de 2021.

Pulido, A. 2007. Estadística para la biología y ecología. [en línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <http://www.geocities.ws/biologiamar/productos/bioestadistica> Consultado el: 11 de junio de 2022.

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.

Red Agrometeorológica de INIA. 2022. Resumen diario y pronóstico. [en línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <https://agrometeorologia.cl/> Consultado el: 6 de junio de 2022.

Sabadin, P.; M. Gómez, R. Ginocchio; I. Peña; A. Mujica and G. Montenegro. 2015. Effect of fire herbaceous “matorral” vegetation of Central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria*, 42(3): 415-425.

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.

Universidad de Cantabria. 2017. Los ambientes mediterráneos. [en línea]. Cantabria, España. Recuperado en: <https://ocw.unican.es/mod/page/view.php?id=946> Consultado el: 1 de junio de 2022.

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.

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.

Valladares, F. 2008. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Páginas 165-192. Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S. A., Madrid. ISBN: 978-84-8014-738-5.

Villaseñor, R. y F. Sáiz. 1990. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. III. Efecto sobre el estrato herbáceo. *Anales Museo de Historia Natural de Valparaíso*, 21: 15-32.

Zar, J. 2010. Testing for randomness. (ch. 25, pp. 585-601). En su: *Biostatistical analysis*. 5th ed. United States: Prentice Hall. 944p.

APÉNDICES

Apéndice 1. Características de las parcelas

N°	Severidad	Pendiente	Vegetación	Clase	UTME	UTMS	Elevación
					D. WGS84	D. WGS84.	m.s.n.m
1	Leve	Leve-Moderada	Bosque	BLL	322799	6292154	667
2	Leve	Leve-Moderada	Bosque	BLL	323419	6292334	592
3	Leve	Leve-Moderada	Bosque	BLL	322982	6292090	635
4	Leve	Leve-Moderada	Bosque	BLL	321682	6291485	770
5	Severa	Leve-Moderada	Bosque	BLS	322409	6293157	1012
6	Severa	Muy empinado	Matorral	MMS	324521	6293618	705
7	Severa	Muy empinado	Bosque	BMS	322099	6291954	746
8	No quemado	Muy empinado	Bosque	BNQ	324280	6292320	518
9	Severa	Muy empinado	Bosque	BMS	321306	6292541	921
10	Severa	Leve-Moderada	Bosque	BLS	322999	6292169	630
11	Severa	Muy empinado	Bosque	BMS	322578	6292857	943
12	Severa	Leve-Moderada	Bosque	BLS	323116	6292227	622
13	Severa	Muy empinado	Bosque	BMS	322216	6293004	1049
14	Leve	Leve-Moderada	Matorral	MLL	324417	6292461	522
15	Severa	Leve-Moderada	Bosque	BLS	323698	6292362	562
16	No quemado	-	Bosque	BNQ	321315	6292469	903
17	No quemado	-	Matorral	MNQ	321052	6291451	811
18	No quemado	-	Matorral	MNQ	321656	6291375	778
19	Leve	Leve-Moderada	Bosque	BLL	323633	6292303	562
20	No quemado	-	Bosque	BNQ	321071	6291119	858
21	Leve	Muy empinado	Matorral	MML	323291	6292188	620
22	Leve	Muy empinado	Matorral	MML	323900	6292073	578
23	Leve	Muy empinado	Bosque	BML	323781	6292365	569
24	Leve	Muy empinado	Bosque	BML	323555	6292384	586
25	Leve	Muy empinado	Bosque	BML	324941	6293122	509
26	Severa	Muy empinado	Matorral	MMS	322978	6291823	710
27	Severa	Muy empinado	Bosque	BMS	325034	6293162	520
28	Leve	Muy empinado	Matorral	MML	323238	6292187	620
29	Severa	Muy empinado	Matorral	MMS	322697	6291828	721
30	Severa	Leve-Moderada	Matorral	MLS	324589	6293133	572
31	Leve	Muy empinado	Matorral	MML	324404	6291969	663
32	Leve	Muy empinado	Bosque	BML	322715	6292019	656
33	Leve	Muy empinado	Matorral	MML	324364	6292036	604
34	Leve	Muy empinado	Bosque	BML	322066	6291885	751

(Continua)

N°	Severidad	Pendiente	Vegetación	Clase	UTME	UTMS	Elevación
					D. WGS84	D. WGS84.	m.s.n.m
35	Severa	Leve-Moderada	Matorral	MLS	325142	6292512	483
36	Severa	Muy empinado	Matorral	MMS	323504	6292154	607
37	Severa	Leve-Moderada	Bosque	BLS	324477	6292459	518
38	Leve	Leve-Moderada	Matorral	MLL	322437	6291640	782
39	Severa	Leve-Moderada	Matorral	MLS	323143	6291527	731
40	Severa	Leve-Moderada	Matorral	MLS	324539	6292760	522
41	No quemado	-	Matorral	MNQ	321223	6291455	821
42	No quemado	-	Matorral	MNQ	325509	6293050	482
43	No quemado	-	Matorral	MNQ	321390	6291331	870
44	No quemado	-	Bosque	BNQ	321721	6291939	767
45	No quemado	-	Bosque	BNQ	322192	6291837	701
46	Leve	Leve-Moderada	Matorral	MLL	324975	6292811	489
47	Leve	Leve-Moderada	Matorral	MLL	324274	6291931	610
48	Severa	Muy empinado	Matorral	MMS	323405	6292106	625
49	Severa	Leve-Moderada	Matorral	MLS	324267	6293305	666
50	Leve	Leve-Moderada	Matorral	MLL	325437	6292916	477

Nota: Proyección UTM, Huso 19 Sur, Datum WGS 84.

Apéndice 2. Representación de parcelas para la ubicación de cada muestreo.

	A	B	C
1			
2			
3			
4			

Apéndice 3. Ubicación de muestreo en cada parcela.

Parcela	Punto muestreo	UTME	UTMS
		Datum WGS 84.	Datum WGS 84.
P1*	A3	322799	6292154
P1	B4	322799	6292154
P2*	B2	323419	6292334
P2	B4	323419	6292334
P3*	A3	322982	6292090
P3	A4	322982	6292090
P4*	A3	321682	6291485
P4	C2	321682	6291485

(Continua)

Parcela	Punto muestreo	UTME	UTMS
		Datum WGS 84.	Datum WGS 84.
P5*	-	322409	6293157
P5	A4	322409	6293157
P6*	C3	324521	6293618
P6	B3	324521	6293618
P7*	B2	322099	6291954
P7	B3	322099	6291954
P8*	A1	324280	6292320
P8	C4	324280	6292320
P9*	C3	321306	6292541
P9	A2	321306	6292541
P10*	B1	322999	6292169
P10	A1	322999	6292169
P11*	A1	322578	6292857
P11	B3	322578	6292857
P12*	C3	323116	6292227
P12	A2	323116	6292227
P13*	B2	322216	6293004
P13	C3	322216	6293004
P14*	B4	324417	6292461
P14	C3	324417	6292461
P15*	A4	323698	6292362
P15	C4	323698	6292362
P16*	C3	321315	6292469
P16	A4	321315	6292469
P17*	C2	321052	6291451
P17	C3	321052	6291451
P18*	B4	321656	6291375
P18	B1	321656	6291375
P19*	A2	323633	6292303
P19	C3	323633	6292303
P20*	B3	321071	6291119
P20	C2	321071	6291119
P21*	C3	323291	6292188
P21	A1	323291	6292188
P22*	B2	323900	6292073
P22	C1	323900	6292073
P23*	A1	323781	6292365
P23	A4	323781	6292365
P24*	C3	323555	6292384
P24	B4	323555	6292384
P25*	B3	324941	6293122
P25	A2	324941	6293122

(Continua)

Parcela	Punto muestreo	UTME	UTMS
		Datum WGS 84.	Datum WGS 84.
P26*	A3	322978	6291823
P26	B4	322978	6291823
P27*	A4	325034	6293162
P27	A3	325034	6293162
P28*	B2	323238	6292187
P28	A2	323238	6292187
P29*	C1	322697	6291828
P29	C4	322697	6291828
P30*	A2	324589	6293133
P30	A4	324589	6293133
P31*	B3	324404	6291969
P31	C1	324404	6291969
P32*	B2	322715	6292019
P32	A4	322715	6292019
P33*	A2	324364	6292036
P33	B4	324364	6292036
P34*	B4	322066	6291885
P34	C3	322066	6291885
P35*	B4	325142	6292512
P35	A3	325142	6292512
P36*	A3	323504	6292154
P36	A4	323504	6292154
P37*	A4	324477	6292459
P37	A4	324477	6292459
P38*	B4	322437	6291640
P38	B2	322437	6291640
P39*	B4	323143	6291527
P39	A2	323143	6291527
P40*	B3	324539	6292760
P40	A3	324539	6292760
P41*	C2	321223	6291455
P41	B2	321223	6291455
P42*	B4	325509	6293050
P42	A2	325509	6293050
P43*	B3	321390	6291331
P43	C3	321390	6291331
P44*	A3	321721	6291939
P44	A2	321721	6291939
P45*	A4	322192	6291837
P45	C4	322192	6291837
P46*	B1	324975	6292811
P46	B3	324975	6292811

(Continua)

Parcela	Punto muestreo	UTME	UTMS
		Datum WGS 84.	Datum WGS 84.
P47*	A4	324274	6291931
P47	A4	324274	6291931
P48*	A2	323405	6292106
P48	A4	323405	6292106
P49*	B4	324267	6293305
P49	A3	324267	6293305
P50*	B3	325437	6292916
P50	C1	325437	6292916

(*) indica parcelas que no tienen exclusión de herbivoría

Apéndice 4. Frecuencia de presencia de especies

Espece	Parcelas	Frecuencia
		%
<i>Adesmia tenella</i> Hook. & Arn. var. <i>tenella</i> .	31	1%
<i>Adiantum chilense</i> Kaulf. var. <i>scabrum</i> (Kaulf.) Hicken	16-23*-44*	3%
<i>Adiantum excisum</i> Kunze	1-45-11-11*-13-13*	6%
<i>Alonsoa meridionalis</i> (L.f.) Kuntze	1*-7*-24-34*-	4%
<i>Alstroemeria ligtu</i> L. ssp. <i>simsii</i> (Spreng.) Ehr. Bayer	1-1*-11*-18*	4%
<i>Alstroemeria pulchra</i> Sims.	13*-16-45-45*	4%
<i>Amsinckia calycina</i> (Moris) Chater	2*-4*-6-6*-8*-9*-14-14*-16*-17-17*-18-18*-21-21*-25-25*-27-27*28-28*-32*-35-37-37*-40*-46-46*-48*	29%
<i>Anthriscus caucalis</i> M. Bieb.	8-8*-16-16*	4%
<i>Aristolochia chilensis</i> Bridges ex Lindl.	29-29*-39-39*	4%
<i>Avena barbata</i> Pott ex Link	12-15-15*-16*-23-31	6%
<i>Bowlesia incana</i> Ruiz & Pav.	37	1%

(Continúa)

Espece	Parcelas	Frecuencia
		%
<i>Bromus berteroi</i> Colla	2*-3*-4-5-6-6*-7-8-8*-9-9*-10-10*-11-11*-12-12*-13-13*-14*-16-16*-18-19-19*-21-22-22*-23*-24*-25-28-30-30*-32-32*-34-34*-35-36-40*-42-42*-43-44-44*-45-46*-50	49%
<i>Calandrinia compressa</i> Schrad. ex DC.	14-18-35-35*-37-37*	6%
<i>Calandrinia</i> sp.	28*	1%
<i>Camissonia dentata</i> (Cav.) Reiche	14-36	2%
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	18	1%
<i>Cardamine bonariensis</i> Pers.	42*	1%
<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	42*	1%
<i>Centaurea melitensis</i> L.	4*-8-17*-21-36*	5%
<i>Cistanthe arenaria</i> (Cham.) Carolin ex Hershkovitz.	26-26*-29-29*-33-33*-36*-38-43-43*	10%
<i>Cistanthe</i> sp.	31*-36-36*-39*-41-41*-47	7%
<i>Clarkia tenella</i> (Cav.) H.F. Lewis & M.R. Lewis	8*	1%
<i>Convolvulus chilensis</i> Pers.	48	1%
<i>Conyza</i> sp.	9	1%
<i>Dioscorea saxatilis</i> Poepp.	18	1%
<i>Erodium botrys</i> (Cav.) Bertol.	21-21*	2%
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	2-2*-4-4*-8*-9-10*-11*-14-14*-15*-16-17-17*-19*-21-22-22*-26-26*-28-28*-29-29*-31-35-35*-36-36*-37-41-41*-42-42*-43-46-46*-47-47*-50-50*	41%
<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	2-28-35-35*-39*-42-46-46*	8%
<i>Eschscholzia californica</i> Cham.	50*	1%
<i>Euphorbia peplus</i> L.	45-45*	2%
<i>Facelis retusa</i> (Lam.) Sch. Bip.	12-12*	2%
<i>Festuca bromoides</i> L.	5	1%
<i>Fumaria officinalis</i> L.	1-1*-3-3*-17-17*	6%

(Continua)

Especie	Parcelas	Frecuencia
		%
<i>Gilia laciniata</i> Ruiz & Pav.	42*-50	2%
<i>Gilliesia graminea</i> Lindl.	17*	1%
<i>Hordeum murinum</i> L.	27-27*-30	3%
<i>Hypochaeris glabra</i> L.	11	1%
<i>Lactuca serriola</i> L.	24-40-40*-48*-49	5%
<i>Lactuca virosa</i> L.	1-1*-3-24-24*-28*	6%
<i>Lastarriaea chilensis</i> J. Remy.	41	1%
<i>Leucheria oligocephala</i> J. Remy.	8*	1%
<i>Leucocoryne ixiioides</i> (Hook.) Lindl.	20-20*-39*	3%
<i>Loasa placei</i> Lindl.	37*	1%
<i>Loasa triloba</i> Dombey ex Juss.	1-1*-8-8*-12-23-23*-24- 24*-34-34*-	11%
<i>Melica longiflora</i> Steud.	30*	1%
<i>Moschardia pinnatifida</i> Ruiz & Pav.	24*-42	2%
<i>Nassella chilensis</i> (Trin.) E. Desv.	40-49*	2%
<i>Olsynium scirpoideum</i> (Poepp.) Goldblatt.	18-44	2%
<i>Oxalis laxa</i> Hook. & Arn.	31-36	2%
<i>Oxalis micrantha</i> Bertero ex Colla	27*-30*	2%
<i>Oxalis rosea</i> Jacq.	35*-46*	2%
<i>Oziroë arida</i> (Poepp.) Speta	21-21*-22-23*-26-36- 36*-38-38*-39-39*-43- 43*-50*	14%
<i>Papaver somniferum</i> L.	8*	1%
<i>Pasithea caerulea</i> (Ruiz & Pav.) D. Don	6-6*-33-44*	4%
<i>Pectocarya linearis</i> (Ruiz & Pav.) DC.	2*-4*-14-14*-17*-18- 18*-21*-25-30*-35-35*- 37-40*-41-46-	16%
<i>Senecio adenotrichius</i> DC.	33*	1%
<i>Sisyrinchium cuspidatum</i> Poepp.	13	1%
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	4-17	2%
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	25*	1%
<i>Stellaria chilensis</i> Pedersen	16*	1%
<i>Stellaria pallida</i> (Dumort.) Crepin	42*	1%
<i>Tecophilaea violiflora</i> Bertero ex Colla	44*	1%
<i>Trichopetalum plumosum</i> (Ruiz & Pav.) J.F. Macbr.	19*	1%

(Continua)

Especie	Parcelas	Frecuencia
		%
<i>Tropaeolum brachyceras</i> Hook. & Arn.	18-18*-19-19*-32*	5%
<i>Tropaeolum x tenuirostre</i> Steud.	13*	1%
<i>Tropaeolum tricolor</i> Sweet	1-8-23-24-32-44	6%
<i>Urtica urens</i> L.	1*	1%
<i>Valeriana bridgesii</i> Hook. & Arn.	44*	1%
<i>Vulpia bromoides</i> (L.) Gray	25-25*	2%
<i>Zephyranthes advena</i> (Ker Gawl.) Nic. García	13*	1%

(*) indica parcelas que no tienen exclusión de herbivoría

Apéndice 5. Especies registradas en este estudio que no fueron identificadas en los estudios anteriores.

Especie	Ausencia monitoreo	Origen	Forma de Vida
<i>Adesmia tenella</i> Hook. & Arn. var. <i>tenella</i> .	Segundo monitoreo	Autóctona	Terófito
<i>Alonsoa meridionalis</i> (L.f.) Kuntze	Segundo monitoreo	Autóctona	Hemicriptófito
<i>Avena barbata</i> Pott ex Link	Segundo monitoreo	Alóctona	Terófito
<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	Segundo monitoreo	Alóctona	Terófito
<i>Cistanthe arenaria</i> (Cham.) Carolin ex Hershkovitz.	Segundo monitoreo	Autóctona	Terófito
<i>Clarkia tenella</i> (Cav.) H.F. Lewis & M.R. Lewis	Segundo monitoreo	Autóctona	Terófito
<i>Convolvulus chilensis</i> Pers.	Ambos	Autóctona	Geófito
<i>Dioscorea saxatilis</i> Poepp.	Ambos	Autóctona	Geófito
<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	Segundo monitoreo	Alóctona	Terófito
<i>Eschscholzia californica</i> Cham.	Segundo monitoreo	Alóctona	Hemicriptófito
<i>Festuca bromoides</i> L.	Primer monitoreo	Alóctona	Terófito
<i>Gilia laciniata</i> Ruiz & Pav.	Segundo monitoreo	Autóctona	Terófito

(Continua)

Especie	Ausencia monitoreo	Origen	Forma de Vida
<i>Hordeum murinum</i> L.	Segundo monitoreo	Alóctona	Terófito
<i>Hypochaeris glabra</i> L.	Segundo monitoreo	Alóctona	Terófito
<i>Lactuca serriola</i> L.	Segundo monitoreo	Alóctona	Terófito
<i>Lactuca virosa</i> L.	Segundo monitoreo	Alóctona	Terófito
<i>Lastarriaea chilensis</i> J. Remy.	Segundo monitoreo	Autóctona	Terófito
<i>Leucheria oligocephala</i> J. Remy.	Segundo monitoreo	Autóctona	Terófito
<i>Loasa placei</i> Lindl.	Segundo monitoreo	Autóctona	Terófito
<i>Melica longiflora</i> Steud.	Ambos	Autóctona	Hemicriptófito
<i>Nassella chilensis</i> (Trin.) E. Desv.	Primer monitoreo	Autóctona	Hemicriptófito
<i>Olsynium scirpoideum</i> (Poepp.) Goldblatt.	Ambos	Autóctona	Geófito
<i>Oxalis micrantha</i> Bertero ex Colla	Segundo monitoreo	Autóctona	Terófito
<i>Oxalis rosea</i> Jacq.	Segundo monitoreo	Autóctona	Terófito
<i>Papaver somniferum</i> L.	Ambos	Alóctona	Terófito
<i>Senecio adenotrichius</i> DC.	Ambos	Autóctona	Hemicriptófito
<i>Sisyrinchium cuspidatum</i> Poepp.	Ambos	Autóctona	Geófito
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	Ambos	Alóctona	Terófito
<i>Tecophilaea violiflora</i> Bertero ex Colla	Primer monitoreo	Autóctona	Geófito
<i>Trichopetalum plumosum</i> (Ruiz & Pav.) J.F. Macbr.	Ambos	Autóctona	Geófito
<i>Tropaeolum brachyceras</i> Hook. & Arn.	Primer monitoreo	Autóctona	Geófito
<i>Tropaeolum tenuirostre</i> Steud.	Ambos	Autóctona	Geófito
<i>Urtica urens</i> L.	Primer monitoreo	Alóctona	Terófito
<i>Valeriana bridgesii</i> Hook. & Arn.	Primer monitoreo	Autóctona	Geófito
<i>Vulpia bromoides</i> (L.) Gray	Segundo monitoreo	Alóctona	Terófito

(Continua)

Especie	Ausencia monitoreo	Origen	Forma de Vida
<i>Zephyranthes advena</i> (Ker Gawl.) Nic. García	Primer monitoreo	Autóctona	Geófito

Apéndice 6. Riqueza de especies, cobertura, altura y fitovolumen del estrato herbáceo por parcela.

Parcela	Herbivoría	Riqueza N° especies	Cobertura estrato herbáceo %	Fitovolumen dm ³
1	SI	6	60	400
1	NO	6	39	300
2	SI	4	81	120
2	NO	2	45	250
3	SI	2	25	150
3	NO	2	45	200
4	SI	4	49	100
4	NO	3	15	120
5	SI	0	0	0
5	NO	2	31	200
6	SI	3	72	160
6	NO	3	85	120
7	SI	1	1	80
7	NO	1	3	50
8	SI	8	88	200
8	NO	5	62	150
9	SI	2	19	250
9	NO	3	32	100
10	SI	2	72	120
10	NO	1	90	120
11	SI	4	87	110
11	NO	3	80	150
12	SI	2	24	80
12	NO	4	61	400
13	SI	5	32	100
13	NO	3	55	120
14	SI	4	95	30
14	NO	5	51	30
15	SI	2	42	80
15	NO	1	1	120
16	SI	5	89	200
16	NO	5	50	160

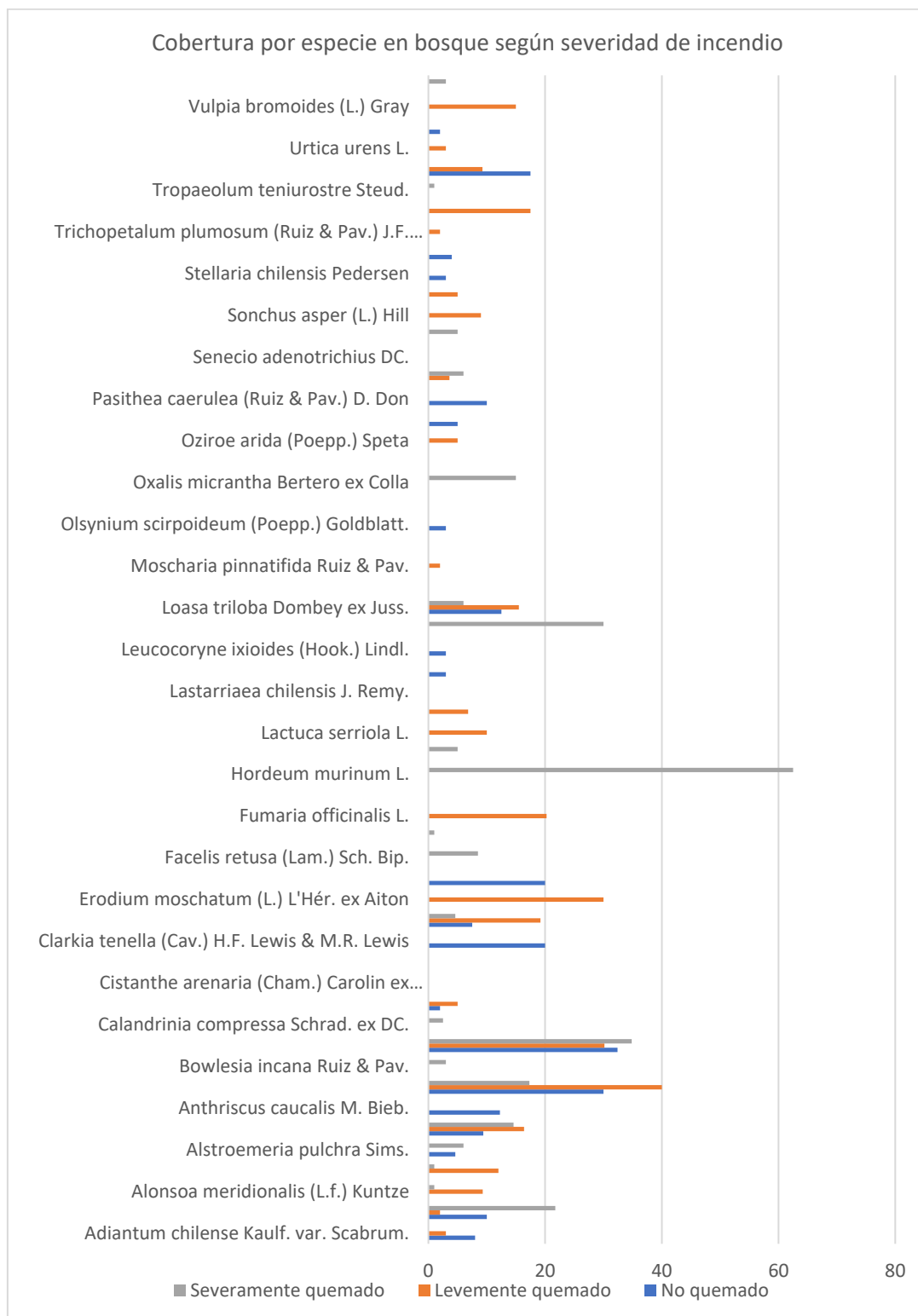
(Continua)

Parcela	Herbivoría	Riqueza N° especies	Cobertura estrato herbáceo %	Fitovolumen dm ³
17	SI	6	91	200
17	NO	4	14	150
18	SI	4	30	150
18	NO	8	62	300
19	SI	4	25	120
19	NO	2	50	150
20	SI	1	2	100
20	NO	1	4	100
21	SI	4	18	40
21	NO	6	39	120
22	SI	2	31	30
22	NO	3	18	50
23	SI	4	21	130
23	NO	3	60	100
24	SI	4	40	200
24	NO	5	87	250
25	SI	3	40	90
25	NO	5	50	220
26	SI	2	21	70
26	NO	3	19	90
27	SI	3	93	250
27	NO	2	80	220
28	SI	4	35	150
28	NO	4	48	200
29	SI	3	36	50
29	NO	3	12	50
30	SI	4	48	90
30	NO	2	7	60
31	SI	1	4	70
31	NO	4	19	220
32	SI	3	92	300
32	NO	2	65	250
33	SI	2	28	140
33	NO	2	14	100
34	SI	3	98	300
34	NO	2	95	450
35	SI	5	35	40
35	NO	6	36	70
36	SI	5	18	70
36	NO	7	17	70
37	SI	3	48	250
37	NO	5	34	170

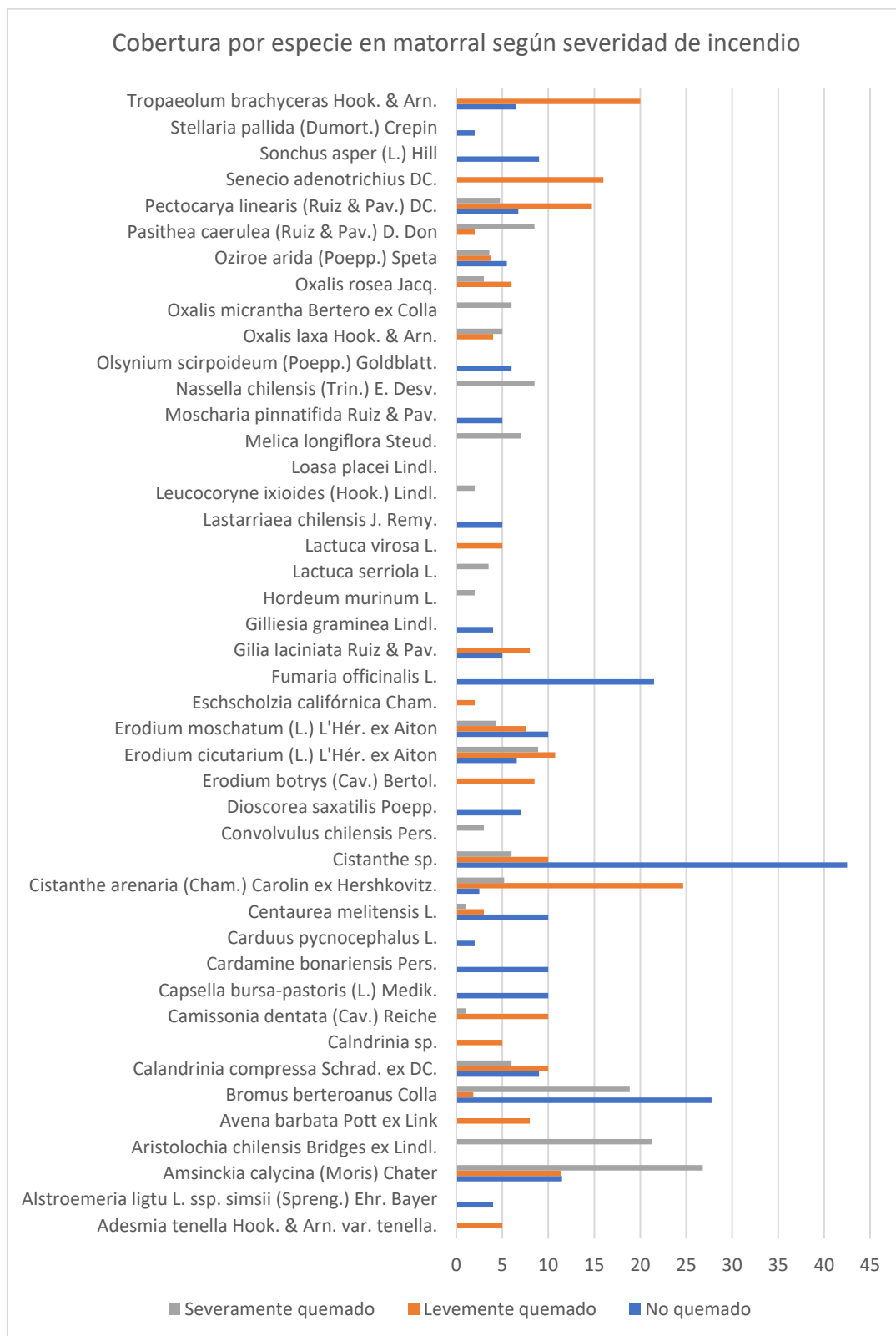
(Continua)

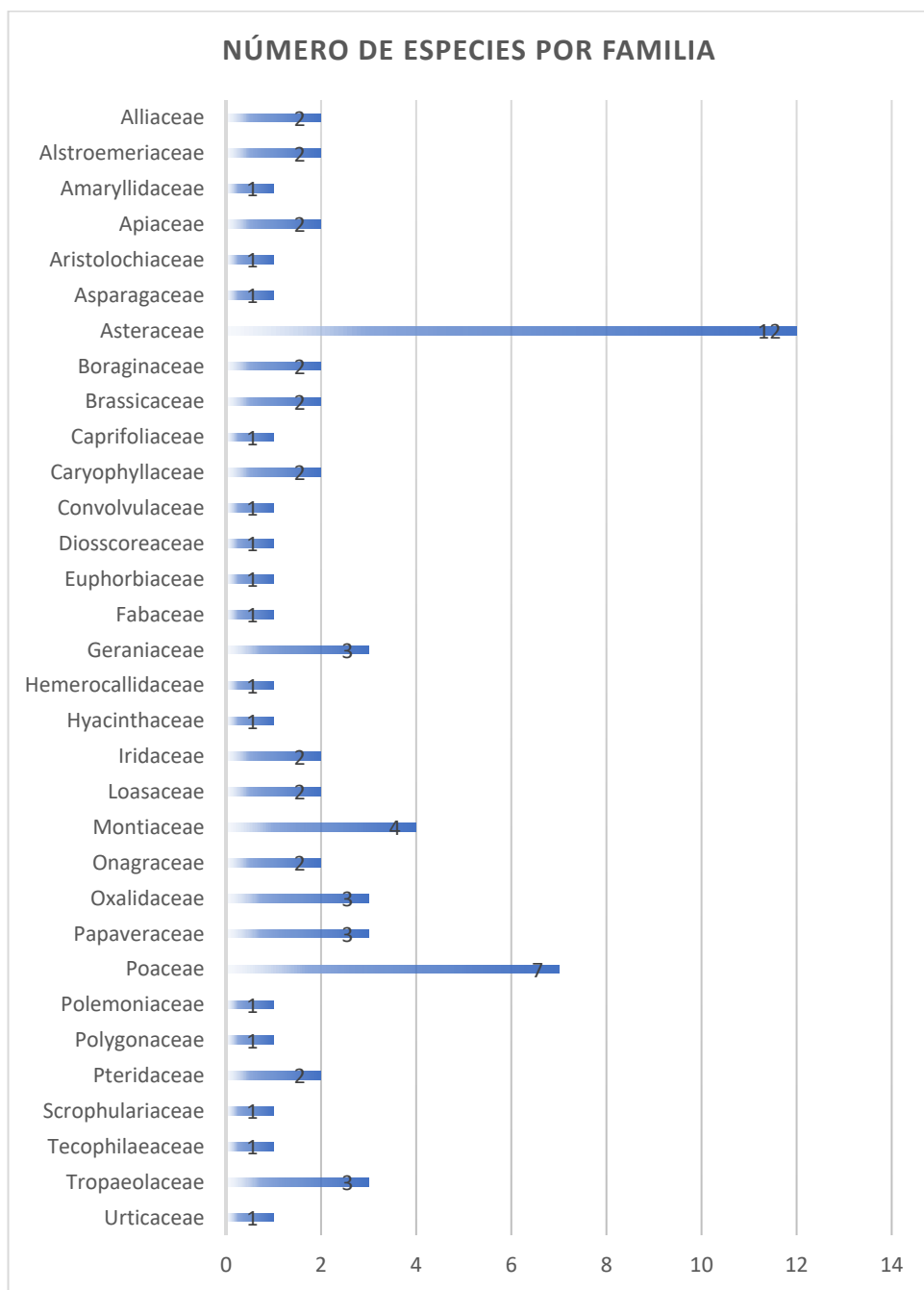
Parcela	Herbivoría	Riqueza N° especies	Cobertura estrato herbáceo %	Fitovolumen dm ³
38	SI	1	5	80
38	NO	2	52	60
39	SI	5	37	80
39	NO	2	33	90
40	SI	4	72	120
40	NO	2	15	150
41	SI	2	50	70
41	NO	4	59	100
42	SI	6	92	90
42	NO	4	65	110
43	SI	2	8	60
43	NO	4	14	80
44	SI	5	31	200
44	NO	3	93	150
45	SI	2	31	140
45	NO	4	85	250
46	SI	5	30	80
46	NO	4	25	70
47	SI	1	4	30
47	NO	2	19	50
48	SI	2	11	150
48	NO	1	3	400
49	SI	1	5	250
49	NO	1	3	300
50	SI	3	12	60
50	NO	3	26	60

Apéndice 7. Cobertura por especie en bosque según severidad de incendio



Apéndice 8. Cobertura por especie en matorral según severidad de incendio



Apéndice 9. Número de especies según familia

Apéndice 10. Listado especies y sus características

N°	Especie	Familia	Origen	Forma de Vida
1	<i>Adesmia tenella</i> Hook. & Arn. var. <i>tenella</i> .	Fabaceae	Autóctona	Terófito
2	<i>Adiantum chilense</i> Kaulf. var. <i>scabrum</i> (Kaulf.) Hicken	Pteridaceae	Autóctona	Geófito
3	<i>Adiantum excisum</i> Kunze	Pteridaceae	Autóctona	Geófito
4	<i>Alonsoa meridionalis</i> (L.f.) Kuntze	Scrophulariaceae	Autóctona	Hemicriptófito
5	<i>Alstroemeria ligtu</i> L. ssp. <i>simsii</i> (Spreng.) Ehr. Bayer	Alstroemeriaceae	Autóctona	Geófito
6	<i>Alstroemeria pulchra</i> Sims.	Alstroemeriaceae	Autóctona	Geófito
7	<i>Amsinckia calycina</i> (Moris) Chater	Boraginaceae	Autóctona	Terófito
8	<i>Anthriscus caucalis</i> M. Bieb.	Apiaceae	Alóctona	Terófito
9	<i>Aristolochia chilensis</i> Bridges ex Lindl.	Aristolochiaceae	Autóctona	Hemicriptófito
10	<i>Avena barbata</i> Pott ex Link	Poaceae	Alóctona	Terófito
11	<i>Bowlesia incana</i> Ruiz & Pav.	Apiaceae	Autóctona	Terófito
12	<i>Bromus berterioanus</i> Colla	Poaceae	Autóctona	Terófito
13	<i>Calandrinia compressa</i> Schrad. ex DC.	Montiaceae	Autóctona	Terófito
14	<i>Calandrinia</i> sp.	Montiaceae		
15	<i>Camissonia dentata</i> (Cav.) Reiche	Onagraceae	Autóctona	Terófito
16	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	Brassicaceae	Alóctona	Terófito
17	<i>Cardamine bonariensis</i> Pers.	Brassicaceae	Autóctona	Hemicriptófito
18	<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	Asteraceae	Alóctona	Terófito
19	<i>Centaurea melitensis</i> L.	Asteraceae	Alóctona	Terófito
20	<i>Cistanthe arenaria</i> (Cham.) Carolin ex Hershkovitz.	Montiaceae	Autóctona	Terófito
21	<i>Cistanthe</i> sp.	Montiaceae		
22	<i>Clarkia tenella</i> (Cav.) H.F. Lewis & M.R. Lewis	Onagraceae	Autóctona	Terófito
23	<i>Convolvulus chilensis</i> Pers.	Convolvulaceae	Autóctona	Geófito
24	<i>Conyza</i> sp.	Asteraceae		
25	<i>Dioscorea saxatilis</i> Poepp.	Dioscoreaceae	Autóctona	Geófito
26	<i>Erodium botrys</i> (Cav.) Bertol.	Geraniaceae	Alóctona	Terófito
27	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	Geraniaceae	Alóctona	Terófito
28	<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	Geraniaceae	Alóctona	Terófito

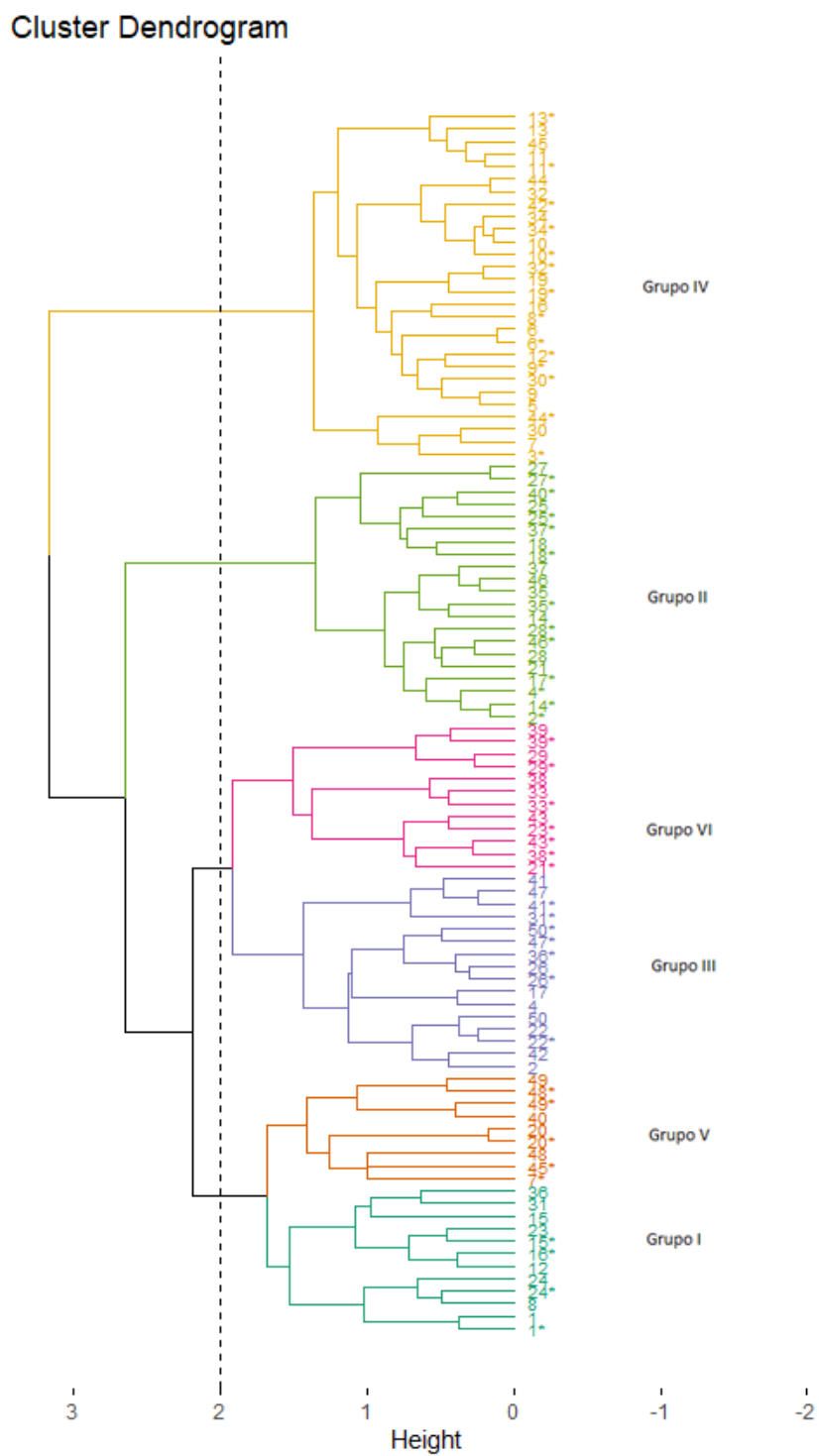
(Continua)

N°	Especie	Familia	Origen	Forma de Vida
29	<i>Eschscholzia californica</i> Cham.	Papaveraceae	Alóctona	Hemicriptófito
30	<i>Euphorbia peplus</i> L.	Euphorbiaceae	Alóctona	Terófito
31	<i>Facelis retusa</i> (Lam.) Sch. Bip.	Asteraceae	Autóctona	Terófito
32	<i>Festuca bromoides</i> L.	Poaceae	Alóctona	Terófito
33	<i>Fumaria officinalis</i> L.	Papaveraceae	Alóctona	Terófito
34	<i>Gilia laciniata</i> Ruiz & Pav.	Polemoniaceae	Autóctona	Terófito
35	<i>Gilliesia graminea</i> Lindl.	Alliaceae	Autóctona	Geófito
36	<i>Hordeum murinum</i> L.	Poaceae	Alóctona	Terófito
37	<i>Hypochaeris glabra</i> L.	Asteraceae	Alóctona	Terófito
38	<i>Lactuca serriola</i> L.	Asteraceae	Alóctona	Terófito
39	<i>Lactuca virosa</i> L.	Asteraceae	Alóctona	Terófito
40	<i>Lastarriaea chilensis</i> J. Remy.	Polygonaceae	Autóctona	Terófito
41	<i>Leucheria oligocephala</i> J. Remy.	Asteraceae	Autóctona	Terófito
42	<i>Leucocoryne ixioides</i> (Hook.) Lindl.	Alliaceae	Autóctona	Geófito
43	<i>Loasa placei</i> Lindl.	Loasaceae	Autóctona	Terófito
44	<i>Loasa triloba</i> Dombey ex Juss.	Loasaceae	Autóctona	Terófito
45	<i>Melica longiflora</i> Steud.	Poaceae	Autóctona	Hemicriptófito
46	<i>Moscharia pinnatifida</i> Ruiz & Pav.	Asteraceae	Autóctona	Terófito
47	<i>Nassella chilensis</i> (Trin.) E. Desv.	Poaceae	Autóctona	Hemicriptófito
48	<i>Olsynium scirpoideum</i> (Poepp.) Goldblatt.	Iridaceae	Autóctona	Geófito
49	<i>Oxalis laxa</i> Hook. & Arn.	Oxalidaceae	Autóctona	Terófito
50	<i>Oxalis micrantha</i> Bertero ex Colla	Oxalidaceae	Autóctona	Terófito
51	<i>Oxalis rosea</i> Jacq.	Oxalidaceae	Autóctona	Terófito
52	<i>Oziroë arida</i> (Poepp.) Speta	Hyacinthaceae	Autóctona	Geófito
53	<i>Papaver somniferum</i> L.	Papaveraceae	Alóctona	Terófito
54	<i>Pasithea caerulea</i> (Ruiz & Pav.) D. Don	Hemerocallidaceae	Autóctona	Geófito
55	<i>Pectocarya linearis</i> (Ruiz & Pav.) DC.	Boraginaceae	Alóctona	Terófito
56	<i>Senecio adenotrichius</i> DC.	Asteraceae	Autóctona	Hemicriptófito
57	<i>Sisyrinchium cuspidatum</i> Poepp.	Iridaceae	Autóctona	Geófito
58	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	Asteraceae	Alóctona	Terófito
59	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	Alóctona	Terófito
60	<i>Stellaria chilensis</i> Pedersen	Caryophyllaceae	Autóctona	Hemicriptófito
61	<i>Stellaria pallida</i> (Dumort.) Crepin	Caryophyllaceae	Alóctona	Terófito
62	<i>Tecophilaea violiflora</i> Bertero ex Colla	Tecophilaeaceae	Autóctona	Geófito
63	<i>Trichopetalum plumosum</i> (Ruiz & Pav.) J.F. Macbr.	Asparagaceae	Autóctona	Geófito

(Continua)

N°	Especie	Familia	Origen	Forma de Vida
64	<i>Tropaeolum brachyceras</i> Hook. & Arn.	Tropaeolaceae	Autóctona	Geófita
65	<i>Tropaeolum x tenuirostre</i> Steud.	Tropaeolaceae	Autóctona	Geófita
66	<i>Tropaeolum tricolor</i> Sweet	Tropaeolaceae	Autóctona	Geófita
67	<i>Urtica urens</i> L.	Urticaceae	Alóctona	Terófita
68	<i>Valeriana bridgesii</i> Hook. & Arn.	Caprifoliaceae	Autóctona	Geófita
69	<i>Vulpia bromoides</i> (L.) Gray	Poaceae	Alóctona	Terófita
70	<i>Zephyranthes advena</i> (Ker Gawl.) Nic. García	Amaryllidaceae	Autóctona	Geófita

Apéndice 11. Dendrograma de similitud entre puntos de muestreo.



La línea punteada indica el corte que controla el número de grupos obtenidos.
 (*) indica parcelas que no tienen exclusión de herbivoría.

Apéndice 12. Grupos y características del Dendograma.

Parcela	Grupo	Severidad	Tipo de vegetación	Riqueza	Cobertura
					%
P1*	1	Leve	Bosque	6	6
P1	1	Leve	Bosque	6	39
P2*	2	Leve	Bosque	4	81
P2	3	Leve	Bosque	2	45
P3*	4	Leve	Bosque	2	25
P4*	2	Leve	Bosque	4	49
P4	3	Leve	Bosque	3	15
P5	4	Severa	Bosque	2	31
P6*	4	Severa	Matorral	3	72
P6	4	Severa	Matorral	3	85
P7*	5	Severa	Bosque	1	1
P7	4	Severa	Bosque	1	3
P8*	4	No quemado	Bosque	8	88
P8	1	No quemado	Bosque	5	62
P9*	4	Severa	Bosque	2	19
P9	4	Severa	Bosque	3	32
P10*	4	Severa	Bosque	2	72
P10	4	Severa	Bosque	1	9
P11*	4	Severa	Bosque	4	87
P11	4	Severa	Bosque	3	8
P12*	4	Severa	Bosque	2	24
P12	1	Severa	Bosque	4	61
P13*	4	Severa	Bosque	5	32
P13	4	Severa	Bosque	3	55
P14*	2	Leve	Matorral	4	95
P14	2	Leve	Matorral	5	51
P15*	1	Severa	Bosque	2	42
P15	1	Severa	Bosque	1	1
P16*	1	No quemado	Bosque	5	89
P16	4	No quemado	Bosque	5	5
P17*	2	No quemado	Matorral	6	91
P17	3	No quemado	Matorral	4	14
P18*	2	No quemado	Matorral	4	3
P18	2	No quemado	Matorral	8	62
P19*	4	Leve	Bosque	4	25
P19	4	Leve	Bosque	2	5
P20*	5	No quemado	Bosque	1	2
P20	5	No quemado	Bosque	1	4
P21*	6	Leve	Matorral	4	18

(Continua)

Parcela	Grupo	Severidad	Tipo de vegetación	Riqueza	Cobertura
					%
P21	2	Leve	Matorral	6	39
P22*	3	Leve	Matorral	2	31
P22	3	Leve	Matorral	3	18
P23*	6	Leve	Bosque	4	21
P23	1	Leve	Bosque	3	6
P24*	1	Leve	Bosque	4	4
P24	1	Leve	Bosque	5	87
P25*	2	Leve	Bosque	3	4
P25	2	Leve	Bosque	5	5
P26*	3	Severa	Matorral	2	21
P26	3	Severa	Matorral	3	19
P27*	2	Severa	Bosque	3	93
P27	2	Severa	Bosque	2	8
P28*	2	Leve	Matorral	4	35
P28	2	Leve	Matorral	4	48
P29*	6	Severa	Matorral	3	36
P29	6	Severa	Matorral	3	12
P30*	4	Severa	Matorral	4	48
P30	4	Severa	Matorral	2	7
P31*	3	Leve	Matorral	1	4
P31	1	Leve	Matorral	4	19
P32*	4	Leve	Bosque	3	92
P32	4	Leve	Bosque	2	65
P33*	6	Leve	Matorral	2	28
P33	6	Leve	Matorral	2	14
P34*	4	Leve	Bosque	3	98
P34	4	Leve	Bosque	2	95
P35*	2	Severa	Matorral	5	35
P35	2	Severa	Matorral	6	36
P36*	3	Severa	Matorral	5	18
P36	1	Severa	Matorral	7	17
P37*	2	Severa	Bosque	3	48
P37	2	Severa	Bosque	5	34
P38*	6	Leve	Matorral	1	05
P38	6	Leve	Matorral	2	52
P39*	6	Severa	Matorral	5	37
P39	6	Severa	Matorral	2	33
P40*	2	Severa	Matorral	4	72
P40	5	Severa	Matorral	2	15
P41*	3	No quemado	Matorral	2	5
P41	3	No quemado	Matorral	4	59
P42*	4	No quemado	Matorral	6	92

(Continúa)

Parcela	Grupo	Severidad	Tipo de vegetación	Riqueza	Cobertura %
P42	3	No quemado	Matorral	4	65
P43*	6	No quemado	Matorral	2	8
P43	6	No quemado	Matorral	4	14
P44*	4	No quemado	Bosque	5	31
P44	4	No quemado	Bosque	3	93
P45*	5	No quemado	Bosque	2	31
P45	4	No quemado	Bosque	4	85
P46*	2	Leve	Matorral	5	3
P46	2	Leve	Matorral	4	25
P47*	3	Leve	Matorral	1	4
P47	3	Leve	Matorral	2	19
P48*	5	Severa	Matorral	2	11
P48	5	Severa	Matorral	1	3
P49*	5	Severa	Matorral	1	5
P49	5	Severa	Matorral	1	3
P50*	3	Leve	Matorral	3	12
P50	3	Leve	Matorral	3	26

(*) indica parcelas que no tienen exclusión de herbivoría