UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza

Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

EVALUACIÓN DE LA COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD DE ESPECIES DE FLORA VASCULAR EN UN ÁREA AFECTADA POR LA ERUPCIÓN DEL VOLCÁN CHAITÉN PARA EL PLANTEAMIENTO DE PROPUESTAS DE CONSERVACIÓN

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza.

ÚRSULA PARTARRIEU ROJAS

Ingeniera forestal

Santiago de Chile
2018

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza.

Profesor Guía	Nombre :	Álvaro Promis
	Nota:	
	Firma:	
Profesora Consejera	Nombre :	Rosa Sherson
	Nota :	
	Firma :	
Profesora Consejera	Nombre :	Paulette Naulin
	Nota :	
	Firma :	

AGRADECIMIENTOS

Con profundo sentimiento
a mis colaboradores
escuela de mis amores
va mi agradecimiento

Rodolfo es quien induce
el gusto en lo natural,
paseando en el alerzal
su saber es quien seduce
su ejemplo bien conduce
este mi último aliento
mérito o merecimiento
de tan largo recorrido
donde el saber ha crecido
con profundo sentimiento

María Teresa presente
con amor y con dulzura
aportando la lectura
a que siga, que lo intente
siempre fueron referente
Ingrid, José ayudadores
y también trabajadores
de este Parque Nacional
mando un cariño tribal
a mis colaboradores

A Álvaro, mi tutor
agradezco su paciencia
y también la insistencia
de este gran educador
y también gran asesor
entre peumos y licores
por los buenos profesores
siempre fui muy bienvenida
con calidez recibida
escuela de mis amores

Alicia y Norman presentes
firmes en el recorrido
Bárbara el texto ha pulido
Nelly y Arturo ya ausentes
del arte mis referentes
hoy en día mandamiento
canto con convencimiento
entre cuerdas y bordonas
a todos estas personas
va mi agradecimiento

Ordeno la despedida
de este trabajo sincero
con cariño y con esmero
como arrayán florecida
otra etapa es bienvenida
con un poco de tristeza
de volver a la pureza
en canciones elegidas
para sanar las heridas
canto a la naturaleza

ÍNDICE

1 INTRODUCCIÓN 1

2 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA 2

2.1 Disturbios 2
2.3 Erupciones volcánicas 3
2.2 Respuesta ecológica a los disturbios 5
2.3 Rasgos funcionales en comunidades vegetales 8
2.4 Planificación para la conservación de la naturaleza 10

3 OBJETIVOS 13

3.1 Objetivo general 13
3.2 Objetivos específicos 13

4 MATERIAL Y MÉTODO 14

4.1 Área de estudio 14
4.2 Método 18

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN 26

5.1 Caracterización de la composición florística 26
5.2 Descripción de las asociaciones vegetales presentes 30
5.3 Análisis de la composición florística en relación con las variables ambientales 36
5.4 Interacción entre asociaciones vegetales y rasgos funcionales 38
5.5 Interacción entre variables ambientales y los rasgos funcionales 39
5.6 Medidas para la conservación de la naturaleza 41

6 CONCLUSIONES 50

7 BIBIOGRAFÍA 52

8 APÉNDICES 65

LISTA DE TABLAS

Tabla 1 Escala de coberturas Braun – Blanquet utilizada para la caracterización de vegetación en zona explotación lateral en volcán Chaitén (Fuente: Glavac 1996)..... 18

Tabla 2. Origen geográfico de la flora presente en el catálogo de flora vascular, por especie y cobertura, en área afectada por explosión lateral, después de cuatro años de la erupción del volcán Chaitén. Las especies de origen geográfico indeterminado corresponden a especies identificadas a nivel de género. 26

Tabla 3. Formas de vida de la flora presente en el catálogo, por especie y cobertura, en área afectada por explosión lateral, después de cuatro años de la erupción del volcán Chaitén. 28

Tabla 4. Resultado del análisis de especies indicadoras, utilizado para la clasificación de las cinco asociaciones vegetales. 30

Tabla 5. Resultado del análisis de Procedimiento de Permutación de Respuesta Múltiple (MRPP). 31

Tabla 6. Asociaciones vegetales según especie indicadora, cantidad de censos de vegetación y riqueza de especies, en área afectada por explosión lateral, después de cuatro años de la erupción del volcán Chaitén. 31

Tabla 7. Correlación Pearson and Kendall de variables ambientales respecto a los ejes de ordenación 36

Tabla 8. Interacciones significativas entre rasgo funcional y variable ambiental respecto a las cinco asociaciones vegetales presentes. Se presentan los valores de las pruebas Chi cuadrado $\chi 2$ realizado mediante el análisis de la cuarta esquina (FCA) con sus valores de p respectivos (α=0,05; p-adj Bonferroni). 38

Tabla 9. Interacciones significativas ($p<0,05$) positivas (+) y negativas (-) entre variables ambientales y rasgos funcionales. Entre paréntesis se indica el valor r y p, respectivamente. . 39

Tabla 10. Información sobre frecuencia, cobertura y valores de importancia de las especies que conforman el matorral de *Baccharis patagonica* 65

Tabla 11. Información sobre frecuencia, cobertura y valores de importancia de las especies que conforman el matorral de *Amomyrtus luma* 66

Tabla 12. Información sobre frecuencia, cobertura y valor de importancia de las especies que conforman el herbazal de *Blechnum cordatum*..... 67

Tabla 13. Información sobre frecuencia, cobertura y valor de importancia de las especies del herbazal de *Lophosoria quadripinnata*..... 68

Tabla 14. Información sobre frecuencia, cobertura y valor de importancia de las especies del herbazal de *Gamochaeta chamissonis*..... 69

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio. Se indica en achurado el área de explosión lateral y en verde el área protegida del Parque Nacional Pumalín Douglas Tomkins. 14

Figura 2. [A] Vista aérea de la zona de explosión lateral en febrero de 2011, [B] Vista de la zona de explosión lateral en marzo de 2012, [C] Vista de área de explosión lateral desde el ascenso a la caldera del volcán en febrero de 2011. 19

Figura 3. Modelo general de un proyecto de conservación (Salafsky *et al.* 2008)..... 25

Figura 4. Dendrograma de doble entrada (censos de vegetación y especies) donde cada una de las cinco asociaciones vegetales se identifica con un mismo color y símbolo, en área afectada por explosión lateral, después de cuatro años de la erupción del volcán Chaitén. 32

Figura 5. Distribución espacial de los censos de vegetación según grupos o asociaciones vegetales clasificadas en el área afectada por explosión lateral, después de cuatro años de la erupción del volcán Chaitén. 33

Figura 6. Distribución de los censos de vegetación en el plano formado por dos de los componentes principales. Se indican las especies diferenciales de los grupos. 37

Figura 7. Esquema de la propuesta de medidas de conservación. Se establecen estrategias para minimizar las amenazas directas al objeto de conservación..... 47

RESUMEN

El Parque Nacional Pumalín Douglas Tompkins tiene como objetivo preservar una muestra de los ecosistemas de Bosque Templado Lluvioso y asegurar su diversidad biológica. El volcán Chaitén se ubica en esta área protegida y su erupción en el año 2008 involucró una serie de procesos volcánicos que afectaron los bosques a su alrededor. El objetivo del estudio es describir las comunidades florísticas que se presentan cuatro años después de afectada la vegetación por una explosión del volcán dirigida lateralmente, analizar la existencia de patrones en la composición florística en relación a las variables ambientales y rasgos funcionales y plantear una propuesta de medidas para conservación de la naturaleza.

El catálogo registrado se compone de 34 especies de plantas vasculares, principalmente nativas. Las asociaciones vegetales identificadas son cinco: Herbazal de *Blechnum cordatum,* Herbazal de *Lophosoria quadripinnata,* Herbazal de *Gamochaeta chamissonis*, Matorral de *Baccharis patagonica* y Bosque secundario en regeneración inicial de *Amomyrtus luma*. El análisis de ordenación (NMS) señala que la variable altitud explica en parte la variación de la composición florística en el área de estudio. El análisis de la cuarta esquina (FCA) indica que las asociaciones vegetales interactúan con los rasgos funcionales hábito de crecimiento y peso de la semilla. La altitud, la distancia al bosque no intervenido, la cobertura del material en descomposición y la cobertura de líquenes interactúan con el modo de polinización, la altura máxima de la especie, los elementos fitogeográficos y las familias Myrtaceae y Protaceae. En base al análisis de las amenazas directas, se proponen cuatro estrategias que permitan minimizar sus efectos. Las estrategias propuestas consideran la prevención y control de especies exóticas invasoras, incendios forestales, presencia de ganado doméstico y educación ambiental.

Estudiar la vegetación en el lago plazo e incorporar la dinámica de disturbios naturales en la planificación para la conservación de la naturaleza en áreas silvestres es esencial para entender los procesos que mantienen a la diversidad biológica y alcanzar el objetivo de preservación.

Palabras clave: Parque Nacional Pumalín, Volcán Chaitén, explosión lateral, flora y vegetación, bosques templados

1 INTRODUCCIÓN

El volcán Chaitén comenzó una nueva etapa eruptiva en el mes de mayo del año 2008 (Castro y Dingwell 2009) y la erupción involucró una variedad de procesos volcánicos que afectaron los bosques aledaños al volcán (Swanson *et al.* 2013). El volcán Chaitén se encuentra dentro del Parque Nacional Pumalín Douglas Tompkins, que tiene como objetivo general preservar una muestra de los ecosistemas de los bosques templados lluviosos, asegurar la biodiversidad y los procesos evolutivos (CHILE Ministerio de Bienes Nacionales 2018).

El Parque Nacional Pumalín se encuentra dentro del hotspot de biodiversidad denominado "Chilean winter rainfall - Valdivian forests" (Arroyo *et al.* 2004). Este hotspot incluye ecosistemas caracterizados por los bosques lluviosos Nordpatagónicos y Valdiviano, el bosque deciduo de especies del género *Nothofagus*, el bosque y matorral esclerófilo de la zona central de Chile, el desierto del Norte Chico y la flora altoandina sobre el límite arbóreo de la cordillera de los Andes y de la Costa (Arroyo *et al.* 2004). La dinámica de los bosques Nordpatagónicos y Valdivianos se encuentran influidos por la acción de disturbios naturales, poco frecuentes pero de gran escala, como lo son las erupciones volcánicas, los terremotos, los movimientos de masa, el viento, las avalanchas de nieve y los incendios naturales (Veblen *et al.* 1983; Tecklin *et al.* 2011).

Este estudio evaluó la composición y la diversidad de especies de flora vascular presentes en un área afectada por una explosión lateral del volcán, a cuatro años de ocurrida la última erupción del Chaitén. Se pretende conocer y describir la o las comunidades florísticas que inicialmente se presentan después de la ocurrencia de una erupción volcánica y analizar la influencia de las variables ambientales y de los rasgos de funcionales de las plantas sobre los patrones de la composición florística que se estarían expresando. El estudio propone medidas de manejo para la conservación de la diversidad biológica y de la dinámica natural de los ecosistemas vegetales presentes sobre la base de los resultados obtenidos, que puedan ser incorporadas en la planificación de la conservación de la naturaleza del Parque Nacional Pumalín.

2 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 Disturbios

Un disturbio se define como la mortalidad, desplazamiento o daño, discreto y puntual, de uno o más individuos o colonias que, directa o indirectamente, crea una oportunidad para el establecimiento de nuevos individuos o colonias (Sousa 1984). Los disturbios se caracterizan por destruir total o parcialmente la biomasa de los sistemas, liberando recursos que pueden ser usados por nuevos colonizadores o bien por organismos que sobreviven al disturbio (Sousa 1984). Los disturbios afectan la estructura de las comunidades vegetales y su composición de especies (White 1979; Sousa 1984).

Un régimen de disturbios puede ser descrito a través de los atributos como su extensión, magnitud, frecuencia, predictibilidad, tasa de rotación y organismos residuales (Sousa 1984; White y Pickett 1985; Turner *et al.* 1998). La extensión es el tamaño del área modificada por el disturbio y puede ser expresada como el área promedio alterada por evento. La magnitud se compone de intensidad y severidad. La intensidad es la medida de la energía de la fuerza del disturbio; la severidad es la medida del daño causado por la fuerza del disturbio y corresponde al efecto del evento de disturbio en organismos, comunidad o ecosistema. La frecuencia corresponde al número de disturbios por unidad de tiempo; la predictibilidad es la varianza del tiempo promedio entre disturbios; y la tasa de rotación es el tiempo promedio requerido para que se disturbe la totalidad del área en cuestión nuevamente. Los residuales son organismos o propágulos que sobreviven al disturbio (White y Pickett 1985). El tipo de disturbio se refiere al fenómeno geofísico o ecológico que tiene un efecto perturbador, tales como una tormenta de viento, fuego, avance o retroceso glaciar, erupciones volcánicas, inundaciones o actividad humana. Los mecanismos de disturbio por su parte, son presiones específicas percibidas por los organismos, tal como calor, fuerza del impacto, erosión o depositación. Los diferentes tipos de disturbios pueden tener similares mecanismos (Dale *et al.* 2005a).

Los disturbios ecológicos provocados por terremotos y erupciones volcánicas tienen una importancia fundamental en la estructuración de los bosques templados del suroeste de América del Sur y Nueva Zelandia (Veblen *et al.* 2016). Con la excepción de Nueva Guinea, en ningún otro lugar del mundo los disturbios volcánicos y tectónicos tienen tanta importancia para la dinámica de bosques (Veblen *et al.* 1995; Tecklin *et al.* 2011). La ubicación de los bosques

en los límites de las placas tectónicas significa que los terremotos y las erupciones volcánicas son las mayores fuentes de disturbios ecológicos que afectan la estructura y la función de los ecosistemas boscosos templados del sur (Veblen *et al.* 2016).

Los terremotos y las erupciones de los volcanes de los Andes causan cambios ecológicos en ellos mismos y también gatillan deslizamientos de tierra, aluviones e incendios naturales. Estos disturbios de gran escala y poco frecuentes, alteran sustancialmente el bosque templado lluvioso y otras comunidades, pero muchas de las plantas de Los Andes son capaces de recolonizar suelos volcánicos (Veblen *et al.* 1995; Tecklin *et al.* 2011).

El Parque Nacional Pumalín presenta un alto valor ecológico por ser un área sometida a disturbios de diversas escalas, temporales y espaciales, los que han determinado la presencia de ecosistemas de alta riqueza, fragilidad y capacidad proveedora de procesos ecosistémicos (Guzmán 2010).

2.3 Erupciones volcánicas

Las erupciones volcánicas son de uno de los mayores disturbios naturales existentes (Del Moral y Grishin 1999) y corresponden a una fuente importante de modificación de los paisajes forestales de Chile (Segura 1999). Chile se encuentra en uno de los centros de mayor actividad volcánica a nivel mundial, existen en el país más de 500 volcanes (Segura 1999) y el volcán Chaitén está actualmente ubicado en el cuarto lugar del ranking de los 90 volcanes más activos de Chile dados los eventos eruptivos que presentó entre mayo de 2008 – 2009 (Lara *et al.* 2013; SERNAGEOMIN 2015).

Los últimos eventos eruptivos del volcán Chaitén fueron clasificados como una erupción con índice de explosividad volcánica[1] entre 4 y 5 (Lara 2009) y son comparables con la explosividad de la erupción del Mount St. Helen ocurrida en 1985 en los Estados Unidos de América. La etapa explosiva de la erupción comenzó el 1 de mayo de 2008 y ocurrió durante alrededor de una semana. Varias explosiones, de las cuales la más grande ocurrió el 6 de mayo, produjeron la evacuación de aproximadamente 1 kilómetro cúbico de tefra riolítica (Lara *et al.* 2013). Colapsos menores de la columna y flujos piroclásticos generados explosivamente se

[1] Índice de Explosividad Volcánica (IEV) en español o Volcanic Explosivity Index en inglés (VEI). Estimador de la intensidad de una erupción volcánica, definido por factores tales como altura de la columna eruptiva y volumen emitido. Se estructura sobre la base de una escala empírica de 8 grados donde el volumen crece exponencialmente. Glosario

restringieron al área más próxima a la caldera y en los costados Norte y Este del volcán. La etapa efusiva comenzó alrededor del 12 de mayo de 2008 (Major *et al.* 2013).

La erupción de 2008 – 2009 del volcán Chaitén involucró distintos procesos volcánicos, que incluyen la caída de tefra gruesa (grava) y fina (limo a arena), una explosión dirigida lateralmente o explosión lateral, la depositación fluvial de tefra remobilizada, una variedad de procesos de movimientos en masa a bajas temperaturas y flujos piroclásticos (Swanson *et al.* 2013).

Las explosiones laterales son procesos volcánicos poco comunes que ocurren cuando el agua subterránea que circula dentro del volcán, alimentada por la infiltración de precipitaciones, se sobrecalienta por interacción con el magma, convirtiéndose en vapor y generando una explosión que expulsa lateralmente gran volumen de roca fragmentada a través del paisaje. La nube explosiva resultante del calentamiento del agua, que puede ser de cientos de metros de grosor, derriba y entierra la vegetación presente a su paso. Las explosiones laterales dejan un área de depósitos compuesto por arena angular, grava y fragmentos de material orgánico (Swanson *et al.* 2005).

Según el Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN 2018) una explosión lateral corresponde a una explosión en el flanco del volcán, generada por una sobrepresión inducida por un magma viscoso, rico en gases. Como resultado se genera una nube piroclástica diluida (oleada), la cual transporta a grandes velocidades y generalmente a altas temperaturas.

La explosión lateral ocurrida en el flanco norte del volcán Chaitén afectó una extensión de 4 km^2 alrededor del volcán. El área de explosión lateral contiene un área de remoción de árboles en las zonas más cercanas al cráter, una caída masiva de árboles pendiente abajo y bosques quemados en pie (Swanson *et al.* 2013).

Cada proceso volcánico constituye un tipo de disturbio ecosistémico que envuelve varios mecanismos perturbadores, a saber, entierro por tefra y sedimentos, calentamiento, abrasión, fuerza de impacto y carga de copas (acumulación de tefra en copas de árboles). Cada uno de los procesos afectó áreas específicas, creó parches y gradientes de perturbaciones en el paisaje forestal (Swanson *et al.* 2013). A lo largo de este mosaico de procesos perturbadores, el efecto en la vegetación es un espectro de situaciones desde la mortalidad completa, en áreas

con remoción de árboles y flujos piroclásticos, hasta áreas sin mortalidad, en depósitos de tefra fina. El daño de árboles incluyó la defoliación, pérdida de ramas, quiebre de troncos de árboles, abrasión de cortezas y plantas epífitas y desraizamiento o raíces expuestas (Swanson *et al.* 2013). Las erupciones volcánicas son consideradas como disturbios infrecuentes de gran escala y el efecto de éstas conduce a menudo a un patrón heterogéneo de supervivencia de organismos (Turner *et al.* 1998).

2.2 Respuesta ecológica a los disturbios

Las comunidades naturales se caracterizan por ser sistemas dinámicos, donde la densidad, la estructura de edades y la abundancia relativa de especies en las poblaciones, cambia en el tiempo (Connell y Sousa 1983; Sousa 1984). Las comunidades naturales también se caracterizan por ser espacialmente heterogéneas (Sousa 1984; Wiens 1985).

La sucesión es un proceso gradual de cambio ecológico que comienza luego de un disturbio (Thoreau 1993) y se refiere al cambio que ocurre en el tiempo en las condiciones biológicas y físicas de un sitio, luego de ser afectado por la ocurrencia del evento (Dale *et al.* 2005a). La respuesta de los ecosistemas al vulcanismo varían con el tipo, escala, frecuencia, severidad del evento y la naturaleza de la vegetación afectada (Del Moral y Grishin 1999). Una sucesión es el conjunto de cambios progresivos que ocurren en un sistema ecológico y no son cambios regulares, estacionales o interanuales de los sistemas biológicos (McIntosh 1999; Dale *et al.* 2005a).

La dinámica de la sucesión vegetal se activa en un sitio luego que ha sido afectado por un disturbio, debido a la liberación de recursos y a la presencia de áreas disponibles para ser colonizadas, donde los micrositios posibilitan el reclutamiento de diferentes especies de plantas (Segura 1999). La composición, estructura y funciones de un sistema ecológico es, en parte, producto de disturbios. Algunas especies y ecosistemas están bien adaptados a disturbios frecuentes, y en algunos casos, la ausencia de disturbios constituye una alteración que puede conducir a cambios en especies, estructuras o procesos (White y Jentsch 2001). Los ecosistemas forestales en sucesiones tempranas se han definido como aquellos ecosistemas que ocupan sitios potencialmente forestales en el tiempo y espacio, entre el disturbio en el rodal hasta el restablecimiento de un bosque cerrado de copas. Estos ecosistemas sufren cambios de composición y estructura durante su ocupación del sitio (Swanson *et al.* 2011). La sucesión

no sigue no sigue un patrón ordenado a un punto final singular en forma posterior al efecto del disturbio (Baker y Walford 1995; Dale *et al.* 2005a). Las sucesiones son complejas y tienen distintos puntos de inicio, estados con diferentes mezclas de especies y patrones de dominancia e interrupciones de las trayectorias sucesionales por las subsecuentes perturbaciones. A lo largo de una sucesión pueden ocurrir múltiples trayectorias (Baker y Walford 1995; Dale *et al.* 2005a) y los ecosistemas pueden presentar sucesiones hacia la principal condición ecológica, si es que prevalece el clima, el pool de especies y si los sustratos no han sido alterados significativamente. Un nuevo estado de estabilidad puede ser alcanzado cuando uno de estos u otros factores cambian (Paine *et al.* 1998; Dale *et al.* 2005a).

Por el efecto de una erupción volcánica se crean nuevas superficies producidas por distintos impactos volcánicos, que incidirán en que ocurran en ellas sucesiones primarias o secundarias desde el punto de vista vegetal (Del Moral y Grishin 1999). Francis (1993) define que los principales impactos volcánicos que tienen efectos directos en la sucesión y en la respuesta de la biota son la lava (roca fundida originada del magma), las rocas piroclásticas (material expulsado en fragmentos sólidos de variados tamaños), el lahar (flujo de materiales fragmentados transportados por agua), el flujo de fragmentos (masa húmeda de material que cae por fuerza de gravedad y la avalancha (masa de material seco que cae por fuerza de gravedad) (Del Moral y Grishin 1999).

La lava destruye toda la biota y las tasas de recubrimiento en lava son lentas, pero su textura ayuda a determinar la tasa de sucesión y naturaleza de los colonizadores (Del Moral y Grishin 1999). La tasa de recubrimiento de la biota en lava pareciera tener mayor respuesta a la humedad que a la temperatura (Del Moral y Grishin 1999). Los efectos de eventos piroclásticos y tefra dependen de la intensidad, escala y la biota impactada (Del Moral y Grishin 1999). Los bosques son más resilientes que las praderas y los matorrales después de eventos de tefra (Del Moral y Grishin 1999). Los bosques son también resilientes a eventos piroclásticos, ya que los árboles sobreviven a impactos que son letales para otras formas de vida (Del Moral y Grishin 1999). Adicionalmente, los bosques son más resilientes porque la diversidad de formas de vida aumenta la posibilidad de que algunos individuos sobrevivan (Del Moral y Grishin 1999).

Las respuestas a los disturbios están determinadas por la influencia de legados biológicos y físicos, la inmigración de organismos, el establecimiento de alguno de estos migrantes, la

acumulación de especies y biomasa, el reemplazo de unas especies por otras y el mejoramiento de las condiciones físicas del sitio (Dale *et al.* 2005a). Los estados tempranos de la sucesión están fuertemente influenciados por la persistencia y crecimiento de los supervivientes, la inmigración, establecimiento y crecimiento de colonizadores y las interacciones entre los colonizadores. La movilidad de organismos y propágulos, así como las condiciones del ambiente a través del cual se mueven, afectan los patrones de dispersión (Dale *et al.* 2005a). La intensidad, la extensión y la frecuencia de los disturbios influencian la abundancia de residuales (Turner *et al.* 1998) y el establecimiento de plantas requiere de apropiados niveles de luminosidad, humedad y nutrientes para que ellas puedan germinar, establecerse y crecer (Dale *et al.* 2005a).

Los efectos ecológicos de los disturbios están determinados en parte por entidades o legados vivientes y no vivientes de estructuras biológicas y físicas del sistema pre disturbio que permanecen después del disturbio (North y Franklin 1990; Foster *et al.* 1998; White y Jentsch 2001). La supervivencia depende de las interacciones entre las propiedades de los eventos de disturbio y los aspectos de los organismos que les permiten evitar, resistir o responder neutral o positivamente al impacto del disturbio (Dale *et al.* 2005a). La importancia potencial de plantas y animales residuales fue advertida por Clements (1916) y recientemente se ha definido el término legado biológico como los tipos, cantidades y patrones de estructuras bióticas del sistema ecológico previo a la perturbación, que persisten. El legado biológico incluye individuos sobrevivientes, tejidos vegetativos que pueden regenerar, semillas, organismos en estado de latencia y esporas. Legados no vivientes o legados físicos incluyen árboles en pie, madera en el suelo, hojarasca y carcasas animales. Los legados físicos pueden influir fuertemente en la supervivencia de plantas y animales, en la colonización y el crecimiento. Algunos legados físicos importantes son el suelo remanente, taludes, rocas y hábitat acuáticos (Dale *et al.* 2005a).

Después de disturbios severos, tales como los incendios, el reclutamiento de las especies leñosas se ve favorecido por parches de vegetación ya existentes, en torno a los cuales la vegetación boscosa tiende a reestablecerse y expandirse (Albornoz *et al.* 2013). El reclutamiento también se ve afectado por factores ambientales, siendo notable el efecto del drenaje del suelo (Díaz y Armesto 2007; Bustamante-Sánchez *et al.* 2011; Luebert y Pliscoff 2017).

Algunos efectos de la erupción del volcán Chaitén son muy similares a los ocurridos durante la erupción del Mount St. Helens (USA) pero las interacciones entre la biota y los procesos geofísicos en el Chaitén produjeron efectos únicos. Examinar la respuesta de la vegetación ayuda a interpretar los procesos geofísicos y mecanismos perturbadores que influencian los estados tempranos de la respuesta biótica a una erupción (Swanson *et al.* 2013).

2.3 Rasgos funcionales en comunidades vegetales

La estructura y composición de comunidades de plantas es gobernada por filtros jerárquicos, abióticos y bióticos, que actúan controlando las especies y rasgos funcionales presentes en el sitio (Noble y Slatyer 1980; Diaz *et al.* 1998; Hollingsworth *et al.* 2013). La interacción planta – planta influencia la estructura y la composición de comunidades ecológicas y puede jugar un rol importante en determinar la distribución de especies, sucesiones secundarias, productividad del ecosistema y estabilidad (Brooker *et al.* 2008; Soliveres y Maestre 2014; Soliveres *et al.* 2014). Esta interacción está controlada por las condiciones ambientales, las relaciones evolutivas y los rasgos funcionales de las plantas involucradas (Soliveres *et al.* 2014).

La teoría clásica de ensamble de comunidades engloba dos procesos potencialmente opuestos que afectan la distribución de rasgos funcionales en y entre comunidades. Primero, como la distribución de especies suele estar delineada por las condiciones ambientales, especies que co-ocurren son propensas a experimentar y a estar funcionalmente adaptadas al mismo ambiente abiótico. Este proceso es conocido como “filtrado de hábitat” y se espera que resulte en una convergencia de rasgos entre las especies que co-ocurren (Cornwell y Ackerly 2009; May *et al.* 2013). Segundo, como especies con similares rasgos funcionales se asume que experimentan una sustancial sobreposición de nichos, la competencia interespecífica se espera que preferencialmente excluya especies con alta similitud de rasgos funcionales y eso resulta en una divergencia de rasgos dentro de la comunidad (Macarthur y Levins 1967; Stubbs y Bastow 2004; Cornwell y Ackerly 2009; May *et al.* 2013).

Solivieres y Maestre (2014) señalan que el uso de un marco basado en rasgos funcionales ha probado ser útil para avanzar en nuestro conocimiento sobre la relación entre biodiversidad y los rasgos funcionales de las plantas (Polley *et al.* 2013), la respuesta de las comunidades de plantas a los cambios ambientales (Frenette-Dussault *et al.* 2013) y los mecanismos involucrados en la coexistencia de plantas (Adler *et al.* 2013). Las características de las plantas

fácilmente medibles, como la altura o la forma de crecimiento, pueden ser predictores informativos de la coexistencia de plantas en zonas de crecimiento con condiciones ambientales extremas (Soliveres *et al.* 2014).

Las asociaciones de plantas poseen diferentes demandas con respecto a los factores físicos y químicos que forman parte de su propio ambiente. Las plantas pueden responder a estos factores con adaptaciones y características de su forma de crecimiento y estructura, las que dependen de su potencial de variabilidad genética. Los aspectos descriptivos de las asociaciones vegetales se investigan preferentemente en el marco de la sociología de plantas. La base fundamental de las investigaciones fitosociológicas y ecológicas residen en la observación y el análisis de la flora y vegetación en el terreno, la cual puede ser descriptiva, analítica o experimental (Steubing 2002).

Los bosques autóctonos se consideran un ecosistema de gran complejidad estructural, funcional y de diversidad biológica, que poseen además una gran importancia ecológica. La estructura de la vegetación puede ser definida como la organización en el espacio de los individuos que componen un tipo de vegetación o asociación vegetal. La estructura considera la extensión horizontal (distribución espacial de los individuos) y vertical (ordenamiento de la vegetación por estratos). Los bosques se caracterizan por su estructura particular, que puede ser muy variable. El análisis de la estructura espacial de un bosque, permite la comparación de inventarios inferir y evaluar efectos de alteración natural (alogénica) como los son las erupciones volcánicas, incendios y deslizamientos de terreno o bien impactos de la intervención antrópica (Steubing 2002).

Los organismos han desarrollado diferentes estrategias y formas de vivir y sobrevivir a través de procesos evolutivos. La existencia de una comunidad vegetal en un área definida puede ser analizada sobre diferentes aspectos. Las estrategias y formas de crecimiento pueden ser contempladas como adaptaciones a las condiciones del lugar. A través de la fisionomía de la vegetación es posible concluir sobre las condiciones ecológicas del sitio (Steubing 2002).

2.4 Planificación para la conservación de la naturaleza

Las presiones de origen antrópico han amenazado muchas especies y ecosistemas (Mittermeier *et al.* 2003) y las prioridades de conservación de la naturaleza a nivel global se han establecido a partir de un marco teórico de vulnerabilidad a la amenaza y/o de la capacidad de reemplazo del o de los objetos de conservación (Margules y Pressey 2000; Brooks *et al.* 2006).

Dos aproximaciones incorporan en su marco teórico de planificación de la conservación la vulnerabilidad y el reemplazo (Brooks *et al.* 2006): por una parte, las aproximaciones reactivas son aquellas en las que se priorizan los objetos de conservación que tienen alto nivel de amenazas y baja probabilidad de ser remplazados, como lo son las Hotspots de Biodiversidad (Biodiversity Hotspots) (Myers *et al.* 2000) o las Ecorregiones en Crisis (Crisis Ecoregions) (Hoekstra *et al.* 2005); y por otra parte, las aproximaciones proactivas que son aquellas en las que se priorizan en la planificación áreas de baja amenaza y que presentan baja probabilidad de ser remplazables, como lo son las Áreas Silvestres (Wilderness Areas) (Mittermeier *et al.* 1998), los Bosques Frontera (Frontier Forests) (Bryant *et al.* 1997) o la Última Naturaleza (Last of the Wild) (Sanderson *et al.* 2002).

La aproximación reactiva se ha considerado la más urgente en teoría de planificación, porque si no se toman inmediatamente acciones de conservación, en lo inmediato existe alta probabilidad de pérdida de biodiversidad (Myers *et al.* 2000). La segunda aproximación o proactiva, en cambio, son a menudo prioridades de hecho, porque las oportunidades para la conservación son muy importantes (Bryant *et al.* 1997; Mittermeier *et al.* 1998; Sanderson *et al.* 2002; Mittermeier *et al.* 2003; Cardillo *et al.* 2006).

El Parque Nacional Pumalín se encuentra dentro del hotspot de biodiversidad denominado como "Chilean winter rainfall - Valdivian forests" (Arroyo *et al.* 2004) y la planificación de la conservación de la diversidad biológica debería incluir una aproximación reactiva, por la alta amenaza y la baja capacidad de reemplazo de sus ecosistemas asociados (Myers *et al.* 2000; Brooks *et al.* 2006). Por otra parte, el Parque Nacional representa parte de los últimos ecosistemas naturales de bosques templados de latifoliadas y mixtos del mundo, donde la conservación se puede priorizar desde una aproximación proactiva de la planificación, dada la baja amenaza y la baja probabilidad de reemplazo de estas áreas silvestres (Sanderson *et al.* 2002). Entre los principales atributos del área protegida se destaca la existencia de una gran

heterogeneidad de ambientes con elevada capacidad proveedora de procesos ecosistémicos en sus zonas boscosas y una alta naturalidad de ecosistemas prácticamente prístinos en amplias superficies, de alta riqueza y fragilidad, que dan cuenta de la capacidad de respuesta de los ecosistemas y de su dinamismo (Guzmán 2010).

Los planes de manejo son esenciales para guiar el manejo de un área silvestre hacia resultados consistentes con los objetivos propuestos, donde se deben establecer objetivos y estándares claros, adecuados, medibles y aceptables para un área silvestre, y las acciones a través de las cuales esos objetivos con alcanzados (Hendee y Dawson 2009). Los planes de manejo también son necesarios para lograr el entendimiento público de las acciones de manejo necesarias, para justificar requerimiento de presupuesto y ajustarse a los requerimientos legales, de tal forma de asegurar la protección de los recursos del área silvestre (Hendee y Dawson 2009).

La importancia ecológica de los ecosistemas forestales en etapas sucesionales tempranas ha recibido poca atención, a excepción de ser una fase transicional previa a la dominancia arbórea (Swanson *et al.* 2011). Las características más importantes de los ecosistemas forestales en etapas sucesionales tempranas, incluyendo su rol en la mantención de procesos ecosistémicos y la biodiversidad, debieran ser apropiadamente considerados por los científicos y administradores e incorporados en los programas de manejo e investigación dedicados a mantener estas funciones, particularmente a largas escalas espacio temporales (Angelstam 1998; DeGraaf y Yamasaki 2003; Swanson *et al.* 2011). La protección de la dinámica de disturbios naturales jugará un creciente e importante rol en la persistencia en el largo plazo de la biodiversidad en las áreas no habitadas remanentes, dado el actual nivel de perturbación antropogénica y cambio climático, que amenazan una amplia gama de procesos ecológicos (Leroux y Rayfield 2014).

La necesidad de incluir a la dinámica de los ecosistemas naturales y procesos ecológicos en los diseños de conservación se funda en tres razones principales: 1) gran parte de las representaciones de la biodiversidad son características de los ecosistemas que cambian constantemente, 2) los procesos ecológicos son elementos de la biodiversidad con valor propio en sí mismos y 3) los procesos generan y mantienen otros elementos de biodiversidad (Pressey *et al.* 2007). La protección de la vegetación en áreas silvestres será efectiva si incorpora dentro de la planificación para la conservación de la diversidad biológica la dinámica de disturbios

naturales (Leroux y Rayfield 2014; Guo *et al.* 2015), ya que si no, muchos procesos ecológicos que mantienen la biodiversidad podrían llegar a perderse (Pressey *et al.* 2007).

Las actividades de manejo, como extracción de madera o plantaciones de alta densidad con posterioridad al disturbio, pueden reducir la riqueza y la duración de los ecosistemas en etapas sucesionales tempranas. Donde la mantención de la biodiversidad es un objetivo, la importancia y el valor de los ecosistemas en etapas sucesionales tempranas naturales es poco apreciado (Swanson *et al.* 2011). No considerar procesos ecológicos, tales como disturbios naturales y sucesiones secundarias, podría causar que las áreas protegidas pierdan efectividad en el largo plazo (Cabeza y Moilanen 2001; Leroux y Rayfield 2014). Existe un número de estudios que demuestra que los planes de conservación que no dan cuenta de la dinámica de disturbios naturales no protegen efectivamente la biodiversidad en el largo plazo (Leroux *et al.* 2007a; Leroux *et al.* 2007b; Rayfield *et al.* 2008; Lourival *et al.* 2011).

El Servicio Forestal de los Estados Unidos declaró en 1982 el Mount St. Helens como Monumento Nacional Volcánico (US Congress 1982; Dale *et al.* 2005b) y su decreto de creación estableció que un plan de manejo debía guiar las actividades, cuyo objetivo fuera la preservación para la investigación, recreación y educación (Dale *et al.* 2005b). El plan buscó equilibrar i) la protección de sitios sensibles y procesos para la investigación científica, ii) el desarrollo y operación de acceso y soporte de facilidades para la interpretación del público y iii) las necesidades de seguridad, acceso público y turismo (USDA Forest Service 1985; Dale *et al.* 2005b). Los estudios en el Mount St. Helens han proveído de conocimiento científico para mejorar en forma efectiva los proyectos de restauración de la región (Del Moral *et al.* 2005).

Los estudios de largo plazo son invaluables por proporcionar entendimiento de cómo los ecosistemas de ensamblan y también apoyan la elaboración de lineamientos para la restauración desarrollados desde el estudio de las sucesiones (Del Moral *et al.* 2005).

Los procesos volcánicos ocurridos el 2008 crearon oportunidades sin precedentes para investigar la respuesta ecológica inicial y de largo plazo del bosque siempreverde y permiten proveer de información sobre su resiliencia a disturbios de gran escala (Swanson *et al.* 2013).

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Analizar la composición y diversidad de especies de flora vascular en un área afectada por una explosión lateral ocurrida durante la erupción del volcán Chaitén, a cuatro años de creada la nueva superficie, para el planteamiento de propuestas de conservación.

3.2 Objetivos específicos

1. Caracterizar la riqueza, diversidad y composición de especies de flora vascular, de acuerdo a aspectos taxonómicos, origen fitogeográfico, forma de vida y estado de conservación e identificar y describir las asociaciones vegetales presentes.
2. Analizar la existencia de patrones en la composición florística en relación a las variables ambientales y a rasgos funcionales de las especies vegetales presentes.
3. Proponer medidas de manejo para la conservación de los ecosistemas vegetales afectados por una explosión lateral en torno al volcán Chaitén.

4 MATERIAL Y MÉTODO

4.1 Área de estudio

El volcán Chaitén (42°50'S, 72°39'O, 1.122 msnm) se ubica en la Provincia de Palena, Región de los Lagos (Lara *et al.* 2013), dentro del Parque Nacional Pumalín Douglas Tomkins (Figura 1).

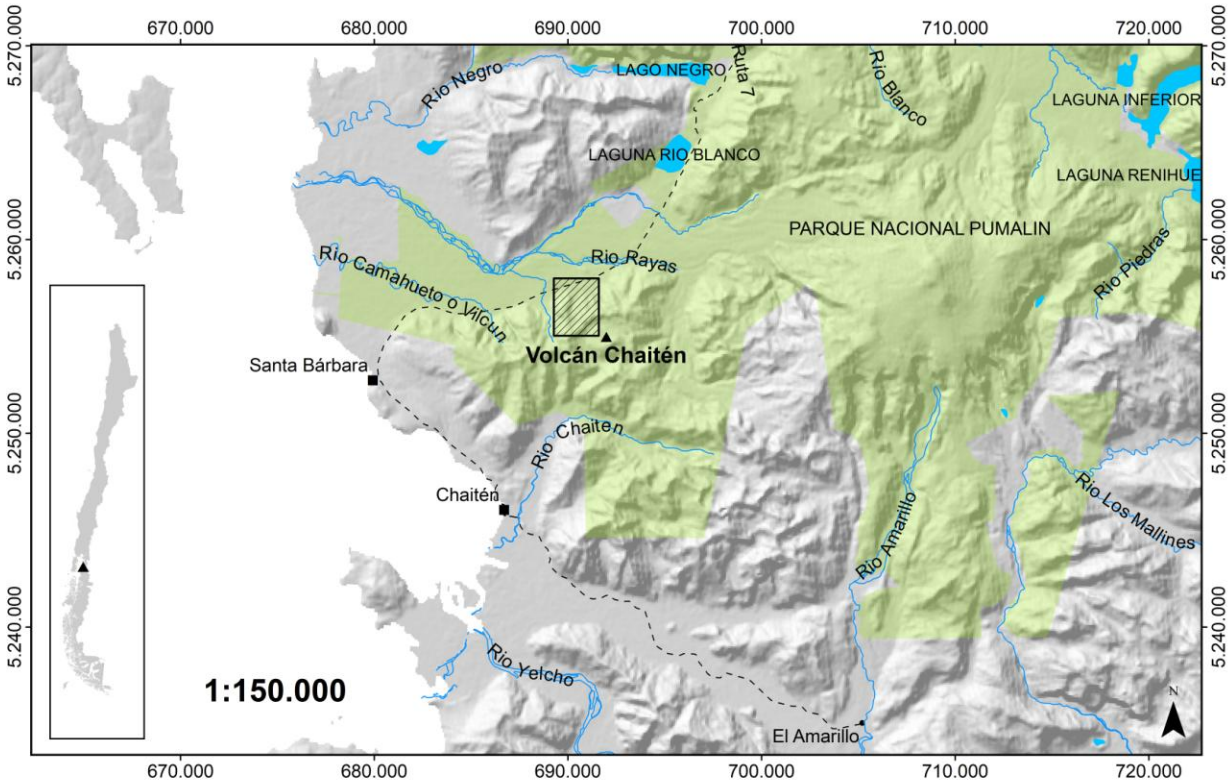

Figura 1. Área de estudio. Se indica en achurado el área de explosión lateral y en verde el área protegida del Parque Nacional Pumalín Douglas Tomkins.

El Parque Nacional Pumalín pertenece a la Región Biogeográfica Valdiviana del Reino Neotropical – Austroamericano, Subreino Austroamericano (Rivas-Martínez 1993). El Parque proporciona los mejores ejemplos de los bosques templados lluviosos bajo conservación, donde no solo crecen especies de antiguo origen gondwánico, que enlazan la flora con Nueva Zelandia y Australasia (especies de los géneros *Nothofagus*, *Lomatia*, *Drimys*, *Gunnera*), sino también la rica biota que la acompaña en una de las últimas fronteras boscosas de la selva

valdiviana (Serra 2018). El estado de naturalidad en Pumalín permite apreciar los procesos ecológicos de la dinámica sucesional de la colonización de sustratos volcánicos, en morrenas redondeadas y en planos de depositación fluvio-glaciales, reconstruyéndose una vez más el bosque original (Serra 2018).

El clima donde se inserta el volcán Chaitén se ha descrito como Templado frío con régimen de humedad hídrico (CfcHi) (AGRIMED 2017). La temperatura del aire promedio anual es de 8,7 °C, con un máximo en el mes de enero (18,1 °C) y mínima en el mes de julio (1,6 °C). La precipitación media anual es de 3.020 mm, sin período seco o déficit hídrico (AGRIMED 2017). La geomorfología del área de estudio se ubica entre la región central lacustre y del llano glacio-volcánico, y la región patagónica y polar del inlandsis (territorio cubierto de hielo) antártico (Börgel 1983; Guzmán 2010).

El paisaje de la zona se ha visto influido por la acción glacial en una gran medida, la cual se ha combinado con el efecto de la actividad volcánica y de la tectónica de placas, generando una topografía quebrada y la penetración de fiordos como el Reñihué y Comau (Peralta 1980; Börgel 1983; Guzmán 2010). Lo anterior se ve determinado por algunos rasgos notables como la presencia de la falla Liquiñe Ofqui y de centros volcánicos activos (Hauser 1997; Guzmán 2010), ubicados dentro del Parque Pumalín, como el Michinmahuida y el Chaitén, o en sus alrededores, como es el caso de los volcanes Hornopirén con altitudes de 1.572 msnm y Corcovado con 2.300 msnm (Gastó *et al.* 2000).

El volcán Chaitén es un pequeño volcán riolítico cuyos antecedentes geológicos eran escasamente conocidos aparte del reconocimiento realizado en el trabajo de Moreno (1995) basado en estudio de fotografías aéreas (Lara *et al.* 2013). Consiste en una caldera de 3 km de ancho que, antes de la erupción de 2008, contenía un domo de lava riolítica de aproximadamente 0,5 km^3 (Major y Lara 2013).

El volcán Chaitén forma parte del arco volcánico activo de los Andes del Sur, en la zona denominada Zona Volcánica Sur (ZVS), que corresponde a un segmento de arco volcánico que se extiende por más de 1.400 km en el borde occidental de Sudamérica, entre los 33 y 46°S (López-Escobar *et al.* 1995; Stern *et al.* 2007; Valenzuela 2011).

El volcán Chaitén comenzó una nueva etapa eruptiva en el año 2008 y evacuó lava riolítica de

alto contenido de sílice (73 – 76% SiO_2) (Castro y Dingwell 2009). El registro geológico de las erupciones pasadas del volcán Chaitén era desconocido, dado que sobre las evidencias se desarrolló un denso bosque templado lluvioso y la falta de exposición impidió un estudio detallado de la geología. Los estudios realizados con posterioridad a la última erupción concluyen por medio de evidencia geológica e histórica que el volcán tuvo actividad eruptiva entre 1625 y 1658 (Lara *et al.* 2013). El volcán Chaitén ha sido mucho más activo que lo que se pensaba anteriormente y su nivel de riesgo ha aumentado (Lara *et al.* 2011).

Los suelos de la Región de Chaitén se han formado sobre sedimentos de morrenas glaciares y cenizas volcánicas, depositadas sobre la roca fundamental, además de la depositación aluvial producto de los ríos Amarillo, Negro, Negro Chico y Yelcho (Peralta 1980; Guzmán 2010). El suelo presenta un fuerte y profundo horizonte glei de profundidad de color gris oliva, lo que indica que la contaminación por ceniza es muy poco intensa. La estrata arcillosa muestra evolución más antigua de piedra pómez descompuesta casi totalmente (Peralta 1980; Guzmán 2010). La estructura tiende a ser del tipo bloquiforme con una napa de agua de 30 cm de profundidad (Peralta 1980; Guzmán 2010). La textura es principalmente franco – arenosa, con estructura granular, no adhesivo, muy ligeramente plástico, raíces finas, medias y gruesas muy abundantes y límite entre horizontes ondulado claro (Peralta 1980; Guzmán 2010).

Los sistemas hídricos principales en torno al volcán son el río Rayas por el norte y el río Chaitén por el sur. Tributarios sin nombre originados en el volcán Michinmahuida drenan al río Rayas por el flanco este del volcán. Un cauce prominente con origen en el punto más bajo del borde de la caldera, disecta el flanco este y drena a estos tributarios. Un tributario del río Chaitén drena a través de una ruptura del borde sur de la caldera. La localidad costera de Chaitén se sitúa en una amplia planicie 10 kilómetros al sur del volcán cerca de la desembocadura del río Chaitén (Major y Lara 2013).

El área de estudio presentaba antes de la erupción un bosque adulto denso dominado por *Nothofagus nitida,* donde *Laureliopsis philippiana*, *Weinmannia trichosperma*, *Embothrium coccineum* y *Drimys winteri* son especies arbóreas frecuentes en el lugar y alcanzan alturas entre 20 y 32 metros (CONAF 2006).

El área de estudio, desde un punto de vista de la potencialidad de la vegetación que se puede desarrollar en el lugar de acuerdo a las condiciones climáticas principales, pertenece al piso de vegetación del bosque siempreverde templado interior de *Nothofagus nitida* y *Podocarpus nubigenus* (Luebert y Pliscoff 2017).

El piso vegetacional corresponde a vegetación boscosa asociada a zonas frías de laderas altas, zonas costeras y alrededores de ríos y canales interiores. Las especies *Drimys winteri, Saxegothaea conspicua, Amomyrtus luma, Luma apiculata, Lomatia ferruginea y Weinmannia trichosperma* como componentes arbóreos; *Tepualia stipularis*, *Desfontainia fulgens*, *Raukaua laetevirens* y *Chusquea quila* en la estrata arbustiva, *Nertera granadensis* en la estrata herbácea y las epífitas *Mitraria coccinea* y *Asteranthera ovata*, son frecuentes en el piso vegetacional. En los sectores donde el régimen térmico es aún más frío es posible encontrar bosquetes de *Nothofagus antarctica*. En algunos sectores de la zona interior del archipiélago de Chiloé el bosque está dominado por *Eucryphia cordifolia y Laureliopsis philippiana, sin Nothofagus*, mientras que en la depresión intermedia de los alrededores de Puerto Montt existen algunos bosquetes de *Fitzroya cupressoides*. En la parte noroeste de la Isla Grande de Chiloé también se encuentran bosques laurifolios sin *Nothofagus*. Las principales comunidades de reemplazo cuando el bosque ha sido alterado son las de *Fuchsia magellanica* y *Aristotelia chilensis* o bien un conjunto diversificado de comunidades pratenses asociadas al ganado. Los antecedentes sobre dinámica del piso de vegetación sugieren que este bosque presenta una regeneración relativamente continua, en contraste con la mayoría de los bosques dominados por *Nothofagus* en Chile. Las zonas que se ven sometidas a perturbaciones de gran escala son generalmente colonizadas por *Nothofagus nitida* y *Embothrium coccineum*, las que permiten la colonización de especies más tolerantes bajo un dosel coetáneo. La formación permanente de claros favorece la regeneración de *Nothofagus nitida*, mientras que la otra especie dominante *Podocarpus nubigenus*, más tolerante que *Nothofagus nitida*, es capaz de regenerar bajo dosel, lo que sugiere una relativa estabilidad del bosque (Armesto y Figueroa 1987; Innes 1992; Veblen *et al.* 1996; Gutiérrez *et al.* 2004; Luebert y Pliscoff 2017).

4.2 Método

El área de estudio seleccionada para la caracterización florística y ambiental corresponde a un sector al norte del volcán donde ocurrió una explosión dirigida lateralmente que afectó una importante superficie de vegetación (Figura 2).

4.2.1 Caracterización florística

El levantamiento de la información fue realizado entre los días 8 y 14 de marzo de 2012. La caracterización de la flora vascular y el registro de las variables ambientales se realizaron a través del muestreo en 50 censos. Cada censo corresponde a una parcela cuadrada de 4 metros por lado y 16 metros cuadrados de superficie total. El tamaño de la parcela fue determinado en terreno utilizando el método de cálculo de área mínima, el cual entrega como resultado el área en la cual el número de especies presentes se estabiliza (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974). La flora vascular presente fue identificada a nivel de especie y la cobertura de cada una de las especies fue registrada utilizando la escala Braun – Blanquet modificada por Glavac (1996) (Tabla 1).

Tabla 1 Escala de coberturas Braun – Blanquet utilizada para la caracterización de vegetación en zona explotación lateral en volcán Chaitén (Fuente: Glavac 1996).

Código	Individuos	Cobertura (%)	Escala ordinal	Abundancia (%)
r	Individuo solitario (1)	insignificante	1	0,5
+	Pocos individuos (2 – 5)	poco significativa	2	2,5
1	Numerosos individuos (5 – 50)	cobertura <5	3	2,5
2m	Numerosos de individuos >50	cobertura <5	4	2,5
2a	Numerosos individuos	5 - 15	5	10
2b	Numerosos individuos	16 – 25	6	20
3	Numerosos individuos	26 – 50	7	37,5
4	Numerosos individuos	51 – 75	8	62,5
5	Numerosos individuos	76 – 100	9	87,5

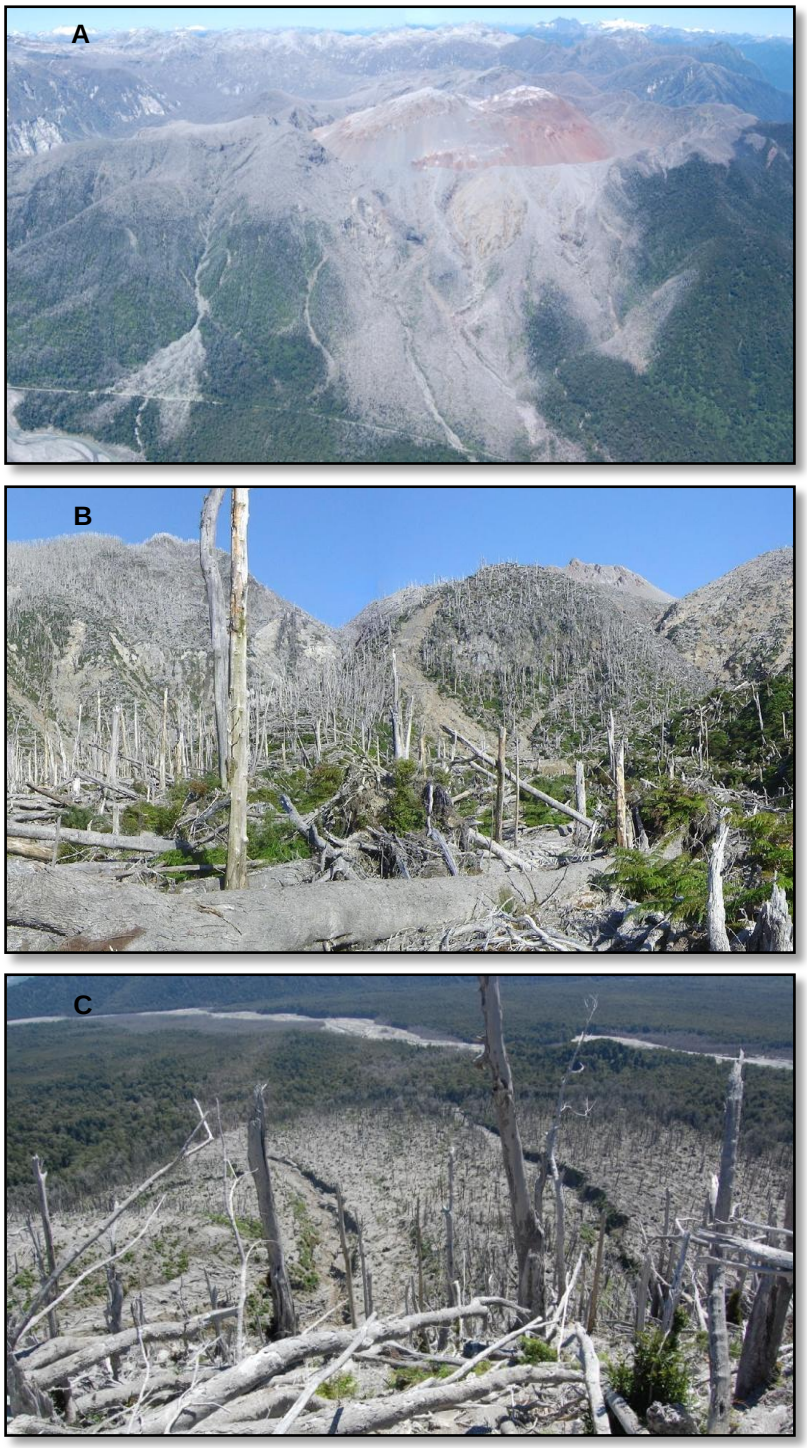

Figura 2. [A] Vista aérea de la zona de explosión lateral en febrero de 2011, [B] Vista de la zona de explosión lateral en marzo de 2012, [C] Vista de área de explosión lateral desde el ascenso a la caldera del volcán en febrero de 2011.

La metodología fitosociológica de Braun Blanquet (1979) ha mostrado su efectividad en el estudio de las formaciones vegetales más diversas del mundo. Este método es fácil de aplicar y lo suficientemente detallado para distinguir diferentes comunidades vegetales (Steubing 2002). La escala Braun Blanquet permite designar coberturas parciales para cada especie vegetal del censo de vegetación. La composición y distribución de la flora es la resultante de un proceso evolutivo, en el cual las plantas combinan forma, estructura, hábito y función en su todo armónico (Steubing 2002).

La riqueza de especies fue calculada como el número total de especies presentes en cada censo y la abundancia fue estimada según la escala de coberturas Braun Blanquet (Baeza *et al.* 1998), realizando la transformación de la escala de coberturas (%) a abundancias (%). El valor de importancia (VI) fue estimado para cada especie y calculado como la abundancia relativa promedio de cada especie (%) más la frecuencia relativa de cada especie (%) (Hauenstein *et al.* 2009).

Todas las especies de flora vascular fueron colectadas para realizar un listado florístico de cada censo de vegetación. Las especies no reconocidas en terreno fueron transportadas hasta el Herbario EIF, ubicado en el Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza de la Universidad de Chile, para su posterior determinación. La información sobre familia, género, especie, hábito y origen fitogeográfico fue consultada en el Catálogo de plantas vasculares del cono sur (Zuloaga *et al.* 2008). Otras consideraciones fitogeográficas fueron consultadas en Villagrán *et al*. (1986). La información de órdenes y familias fue consultada en la nueva clasificación de plantas con flores del Grupo para la Filogenia de Angiospermas (APG III 2009).

Las especies de flora vascular determinadas fueron caracterizadas a través de la consulta de bibliografía científica sobre los siguientes rasgos funcionales: forma de vida (árbol, arbusto, arborescente, subarbusto), longevidad (perenne, anual), origen geográfico (endémica, nativa, introducida), elemento fitogeográfico (valdiviano, chile argentina, sudamericano, cosmopolita), tipo de reproducción (semilla, vegetativamente, ambas, comúnmente por semillas y rara vegetativa, comúnmente vegetativa y rara por semilla), modo de polinización (anemófila, zoófila, autogama), tipo de fruto (cápsula, aquenio, baya, folículo, espora), modo de dispersión (anemocoría, endozoocoría), sistema reproductivo (monoico, dioico, hermafrodita), tipo de hoja (simple, compuesta), filotaxis (alterna, opuesta), márgenes de la hoja (entero, dentado,

denticulado, aserrado), forma de la hoja (elíptica, oblonga, oblanceolada, lanceolada), cubierta de la hoja (glabra, glabrescente, pubescente, lanosa), número de semillas (gramos), altura o longitud de tallo máxima (metros), fijador de nitrógeno (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013; Sabatini *et al.* 2014).

La matriz de rasgos funcionales fue construida consultando los siguientes autores: Moore (1983), Villagrán *et al.* (1986), Correa (1988), Donoso (1993), Marticorena y Rodríguez (2001), Rosas *et al.* (2004), Zuloaga *et al.* (2008), Quiroz *et al.* (2009), Cabral (2010), Instituto Forestal (2012).

El estado de conservación de las especies se determinó utilizando las fuentes legales publicadas a la fecha en el sitio web del Inventario de especies de Chile (Ministerio del Medio Ambiente 2018). Las especies no citadas en el Inventario de especies de Chile fueron revisadas en el Libro Rojo de la Flora Terrestre de Chile (Benoit 1989) y el Boletín N°47 del Museo Nacional de Historia Natural, donde fue revisado especialmente el capítulo de Categorías de Conservación de Pteridophyta nativas (Baeza *et al*. 1998).

4.2.2 Caracterización ambiental

Las condiciones ambientales del sitio se registraron en cada uno de los censos de vegetación según el código básico de información ecológica OIKOS (Apéndice 1). Adicionalmente, las variables altitud, exposición, pendiente, forma de la pendiente, pedregosidad, cobertura de líquenes, musgos, hepáticas, material vegetal en descomposición y cobertura de la vegetación fueron registradas. La distancia al bosque no perturbado fue calculada en metros.

4.2.3 Análisis de datos sobre composición florística

El análisis de datos se realizó utilizando el programa computacional PC – ORD versión 7.0 (McCune y Mefford 2011; 2015) diseñado para el análisis multivariado de información ecológica. Una matriz principal, una matriz secundaria y una matriz de rasgos funcionales se construyeron para realizar el análisis en PC-ORD. La matriz principal se construyó con los valores de cobertura de especies en escala ordinal, donde las filas representan cada censo de muestreo (50) y las columnas cada una de las especies de flora vascular registradas (34). La matriz secundaria se construyó con los valores de las variables ambientales registradas por censo de

vegetación, donde las filas representan cada uno de los censos (50) y las columnas las variables ambientales consideradas (13). La tercera matriz corresponde a la de rasgos funcionales, donde las filas corresponden a las especies del catálogo florístico (34) y las columnas a los rasgos funcionales considerados (17).

Las especies raras o poco frecuentes, entendidas como aquellas que se registraron en menos del 5% de los censos o se presentaron en una o dos unidades de muestreo, fueron identificadas previo a realizar el análisis multivariado. Los datos con pocos registros pueden distorsionar la interpretación, dificultando la exploración de los datos y de la búsqueda de patrones relevantes y comunes, por lo que la literatura sugiere eliminarlas del análisis (McCune y Grace 2002; Peck 2010). Se eliminaron 11 especies como resultado del análisis: *Festuca sp., Cirsium vulgare, Holcus lanatus, Gaultheria phillyreifolia, Hypochaeris radicata, Polypogon australis, Equisetum bogotense, Ribes magellanicum, Mitraria coccinea, Drimys winterii* y *Lomatia ferruginea*.

Los valores atípicos, entendidos como aquellos en que la distancia medida entre el valor de la unidad de muestreo y la media de la muestra fuera igual o mayor a dos veces la desviación estándar (Peck 2010), fueron identificados usando la medida de distancia de Sorensen (Bray – Curtis). El análisis destacó los censos de vegetación 44 y 13 con valores atípicos, por lo que se prefirió eliminarlas de las matrices principal y secundaria.

La matriz principal resultante 48 (censos de vegetación) x 23 (especies) fue transformada por medio de una relativización por el máximo de columnas, donde las filas (i) son los censos y las columnas (j) son las especies, considerándose el mayor valor en la matriz de la especie j. Este ajuste tiende a ecualizar las especies comunes y no comunes.

El análisis de datos utilizó la medida de distancia Sorensen (Bray – Curtis), que busca la contribución relativa de las abundancias a los totales. Esta medida calcula la abundancia compartida como proporción de la abundancia total (Peck 2010). Las comunidades vegetales fueron analizadas por medio del método de análisis de conglomerados, sistema de clasificación vegetal que agrupa unidades de muestreo en base a las especies presentes y su dominancia o pseudovalor de importancia (McCune y Grace 2002). El análisis de conglomerados permite la asignación de los censos a grupos, basados en la similaridad de los patrones redundantes de sus especies (Peck 2010). Sobre la matriz principal se realizó un análisis de conglomerados de

dos vías (*two way cluster analysis* en inglés), el que permite asignar simultáneamente a grupos discretos las unidades de muestreo y especies realizando dos análisis de conglomerados, un análisis buscando grupos entre los censos y otro análisis sobre la matriz transpuesta, buscando grupos entre las especies. El método de agrupamiento utilizado fue Flexible Beta, donde $\beta = -0{,}25$ ($-1 < \beta < 1$) (Peck 2010).

El número de grupos fue determinado a través del análisis de especies indicadoras (ISA, *indicator species analysis* en inglés), que permite evaluar el grado en que las especies indican un grupo basado en su consistencia y distribución de la abundancia (Peck 2010). Los valores indicadores fueron calculados con el método de Dufrêne & Legendre (1997) y varían entre 0 (sin indicación) y 100 (indicación perfecta). El valor de corte de los grupos se determinó seleccionando aquel número de grupos que mostrara un alto número de especies indicadoras con un bajo promedio del valor de p (McCune y Grace 2002; Seis *et al.* 2014).

Las diferencias florísticas significativas entre los grupos resultantes fueron verificadas utilizando el análisis con el modelo MRPP o Procedimiento de Permutación de Respuesta Múltiple (*Multi-Response Permutation Procedure* en inglés), el cual prueba la hipótesis de no diferencia en la composición de especies entre dos o más grupos (McCune y Grace 2002; Seis *et al.* 2014).

4.2.4 Análisis de patrones con variables ambientales y rasgos funcionales

La existencia de patrones en la composición florística con respecto a las variables ambientales registradas fue analizada realizando una ordenación de los censos de vegetación. El método de ordenación se seleccionó realizando un análisis DCA o análisis de correspondencia sin tendencia (*Detrended Correspondence Analysis* en inglés). Según Leps y Smilauer (2003) el DCA entrega el largo de tres gradientes que miden la diversidad beta de la composición de una comunidad sobre gradientes individuales independientes o ejes de ordenación. Cuando el gradiente más largo es mayor a 4 se debieran usar métodos de ordenación unimodales (DCA, CA o CCA). Por otra parte, si el gradiente más largo es menor a 3 un método linear es probablemente la mejor elección (PCA o NMS). Ambos tipos de métodos de ordenación, unimodales o lineales, funcionan razonablemente bien en el rango cuando el gradiente más largo obtiene un valor que va entre 3 y 4. Para este trabajo, el análisis DCA inicial arrojó que el largo de los gradientes de los ejes de ordenación, que mide la diversidad beta, fueron 2,81, 2,77

y 2,51, respectivamente para los 3 ejes. Por lo tanto, se decidió realizar el análisis de ordenación utilizando el método NMS o Escalamiento Multidimensional No Métrico (*Non-Metric Multidimensional Scaling* en inglés).

El modelo NMS ayuda a reducir la dimensionalidad de los datos, explorando patrones que en el conjunto de datos son heterogéneos o que puedan tener relaciones no lineales, además de ser un buen modelo debido a que su objetivo es entregar cuantitativamente el orden de los datos basados en múltiples respuestas de las especies (Peck 2010). Este modelo se está convirtiendo en la herramienta de ordenación libre más común para el análisis ecológico de un conjunto de datos de especies. El algoritmo NMS calcula el porcentaje de variación de la matriz de distancias que es explicada por cada eje (Peck 2010).

Según McCune y Grace (2002) el método NMS se recomienda en ecología debido a que evita asumir relaciones lineales entre variables y permite utilizar diferentes distancias para las estimaciones. Para el análisis NMS se seleccionó la medida de distancia Sorensen (Bray – Curtis) y se utilizó el piloto automático para establecer la cantidad de ejes a utilizar en el modelo. Dado el resultado, el análisis se repitió para un número máximo de tres ejes y fue realizado con 500 configuraciones iniciales aleatorias y 100 corridas con la misma base de datos. La solución final de ordenación fue escogida a partir de la solución más estable, con el estrés final más bajo, comparado con las pruebas aleatorias (McCune y Grace 2002).

Una forma de incorporar los rasgos funcionales de las especies en el análisis de comunidades es agregando los datos de especies de acuerdo a la pertenencia de grupos de representación o grupos funcionales. El análisis de la cuarta esquina (*fourth corner analysis* en inglés) permite medir y comprobar directamente la relación entre variaciones de rasgos funcionales de las especies y las variables ambientales a través de la relación provista por los datos de la comunidad (Dray y Legendre 2008). El método de la cuarta esquina principalmente prueba relaciones individuales entre rasgos funcionales y variables ambientales, sean éstas de carácter numérico o categórico, evaluando su significancia estadística (Dray *et al.* 2014). Este análisis consideró el modelo de aleatorización combinado (Dray y Legendre 2008; Dray *et al.* 2014), con ajuste de p por el método de prueba múltiple de Bonferroni (Zar 1999), con 15.900 permutaciones y significancia de α=0,05. Los rasgos funcionales considerados en el estudio se presentan en el Apéndice 2.

4.2.5 Propuesta de manejo para la conservación de la naturaleza

Se propusieron acciones sobre la base de la información de la composición de especies de flora vascular registradas en el área, afectada por una explosión lateral durante la erupción del volcán Chaitén, que puedan ser integradas en la gestión de la conservación del Parque Nacional Pumalín. Una propuesta se elaboró para la conservación de los ecosistemas vegetales afectados por perturbaciones naturales en el área de estudio, la cual busca integrar la información generada en el proceso de planificación de la conservación del área protegida.

El marco teórico y conceptual utilizado es el propuesto por Salafsky *et al.* (2008), donde se señala que un proyecto de conservación puede ser modelado por una o más secuencias que enlazan objetos de conservación, amenazas, factores contribuyentes en el sitio del proyecto y las acciones de conservación que se emplean para cambiar los factores contribuyentes que dirigen las amenazas directas que afectan o estresan el objeto de conservación (Figura 3). Las amenazas directas se identificaron utilizando la clasificación propuesta por Unión para la Conservación de la Naturaleza (IUCN World Conservation Union) y la Asociación de medidas para la conservación (CMP Conservation Measures Partnership) (Salafsky *et al.* 2008).

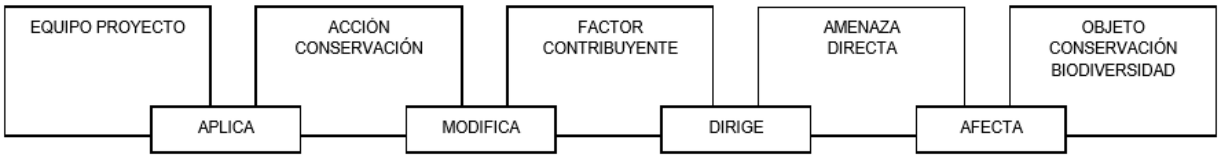

Figura 3. Modelo general de un proyecto de conservación (Salafsky *et al.* 2008).

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Caracterización de la composición florística

Durante la erupción del volcán Chaitén, la vegetación del área de estudio fue afectada por una explosión lateral, un flujo húmedo de partículas sólidas calientes, gases y aire sobre los 700°C (Crisafulli y Dale 2018) que derribó el bosque adulto existente. A cuatro años de ocurrido este disturbio poco frecuente y de gran escala, el área afectada registró 34 especies de plantas vasculares y una riqueza promedio de 6 especies por censo de vegetación, en un rango que va de 4 a 14 especies. La vegetación alcanza un 26% de la cobertura del suelo en promedio, en un rango desde 4 a 76%. El catálogo florístico se compone de especies principalmente nativas (74%) (Tabla 2) (Apéndice 3).

Tabla 2. Origen geográfico de la flora presente en el catálogo de flora vascular, por especie y cobertura, en área afectada por explosión lateral, después de cuatro años de la erupción del volcán Chaitén. Las especies de origen geográfico indeterminado corresponden a especies identificadas a nivel de género.

Origen	Especies		Cobertura %
	Total	%	
Nativa	26	76	93,8
Endémica	1	3	0,2
Introducida	4	12	2,1
Indeterminado	3	9	3,9
Total	34	100	100

Las especies determinadas son principalmente Spermatophyta (88%) o plantas con semilla y menos frecuentes fueron las Pteridophyta (12%). Las Spermatophyta son todas plantas con flores (Angiospemae) y corresponden principalmente al clado eudicotyledoneae, representado por 24 especies (80%). El clado monocotyledoneae estuvo representado por 5 especies (17%) y el clado magnoliidae estuvo representado por una sola especie (3%). No se registraron especies de gymnospermae.

Las especies introducidas corresponden a *Cirsium vulgare*, *Holcus lanatus*, *Hypochaeris radicata* y *Senecio sylvaticus* y aportan el 2,1% de la cobertura vegetal registrada en el área de estudio. Las especies *Cirsium vulgare* y *Holcus lanatus* fueron introducidas en Chile con fines forrajeros (Fuentes *et al.* 2014) y su presencia es común en cultivos y praderas antropogénicas (GISD 2018). Todas las especies introducidas registradas se desarrollan en ambientes perturbados y tienen un alto potencial invasor (Fuentes *et al.* 2014). El porcentaje de especies introducidas (12%) es superior al registrado en otras áreas silvestres cercanas, como el Parque Nacional Laguna San Rafael (8,5%) (Teillier y Marticorena 2002) o el Parque Nacional Pali Aike 11% (Domínguez *et al.* 2006). No obstante lo anterior, este resultado es similar al promedio señalado para el territorio nacional (11%) (Marticorena 1990; Teillier *et al.* 2013).

Las especies determinadas a nivel de género (*Festuca sp.*, *Chusquea sp*. y *Nothofagus sp*.) fueron consideradas de origen geográfico indeterminado (12%) y es probable que algunas correspondan a especies nativas. La especie del género *Nothofagus* correspondería *a Nothofagus nitida*, *N. dombeyi* o *N. betuloides*, de acuerdo a lo registrado por Videla (2014) en el área de estudio. El Inventario Nacional de Especies señala que las especies pertenecientes al género *Chusquea* son todas de origen nativo, no así las especies del género *Festuca* que corresponden a especies nativas e introducidas (Ministerio del Medio Ambiente 2018).

La única especie clasificada como endémica corresponde a *Sticherus squamulosus*.

Las hierbas perennes son el hábito de crecimiento más frecuente y si bien las especies arbóreas representan menor proporción del catálogo florístico, su aporte a la cobertura total es mayor. Al considerar a las especies arbustivas, la cobertura que aportan las especies leñosas alcanza el 50% (Tabla 3).

Tabla 3. Formas de vida de la flora presente en el catálogo, por especie y cobertura, en área afectada por explosión lateral, después de cuatro años de la erupción del volcán Chaitén.

Formas de vida	Especies		Cobertura
	Total	%	%
Hierbas anuales	3	9	2
Hierbas perennes	11	32	25
Subarbustos	3	9	19
Arbustos	7	21	24
Árboles	10	29	31
Total	34	100	100

Ninguna especie estuvo presente en los 50 censos de vegetación y la que mayor frecuencia presentó fue *Weinmannia trichosperma*, especie arbórea nativa que se detectó en 47 censos (94%).

Las especies con presencia en más del 40% de los censos de vegetación corresponden a 6 especies nativas, a saber: *Gamochaeta chamissonis* (82%), *Baccharis patagonica* (48%), *Eucryphia cordifolia* (48%), *Blechnum cordatum* (44%), *Epilobium puberulum* (42%) y *Caldcluvia paniculata* (40%).

Por otra parte, se encuentran en más del 10% de los puntos de muestreo las especies: *Lophosoria quadripinnata* (36%), *Nothofagus sp.* (36%), *Fuchsia magellanica* (28%), *Embothrium coccineum* (20%), *Gunnera tinctoria* (20%), *Amomyrtus luma* (18%), *Azara lanceolata* (14%) y *Tepualia stipularis* (10%), en su mayoría especies nativas.

Las especies arbóreas más frecuentes fueron *Weinmannia trichosperma* (94%), *Eucryphia cordifolia* (48%), *Caldcluvia paniculata* (40%) y *Amomyrtus luma* (36%). Veblen (2016) indica que registros fósiles de polen de *Eucryphia* y *Weinmannia* aumentan en forma abrupta después de la depositación de tefra en sitios pertenecientes al bosque templado lluvioso (Jara y Moreno 2012). Ambas son especies pioneras que para su regeneración dependen de la apertura del dosel (Veblen 1985; Lusk 1999; Gutiérrez *et al.* 2004) y las erupciones pueden mejorar la abundancia regional de especies de sucesiones iniciales a medias (Jara y Moreno 2012; Veblen

et al. 2016). Adicionalmente, la ignición de fuego por vulcanismo crea oportunidades de regeneración para las especies intolerantes a la sombra (Veblen y Ashton 1978; Jara y Moreno 2012; Veblen *et al.* 2016).

La vegetación se expresa inicialmente en especies de variada tolerancia a la sombra, registrándose especies intolerantes a la sombra (*Nothofagus sp*., *Drimys winteri*), semi tolerantes a intolerantes (*Weinmannia trichosperma*, *Eucryphia cordifolia*) y tolerantes a la sombra (*Amomyrtus luma*).

Videla (2014) señala que después de la erupción, un gran número de especies regeneraron en forma vegetativa (71%), tales como *Weinmannia trichosperma*, *Amomyrtus luma, Eucryphia cordifolia, Caldcluvia paniculata, Lomatia ferruginia* y *Tepualia stipularis*. Pero también se encontró evidencia de regeneración por semillas (21%) en *Nothofagus sp., Weinmannia trichosperma* y *Eucryphia cordifolia*.

Las especies arbustivas más frecuentes fueron *Baccharis patagonica* (48%), *Fuchsia magellanica* (28%), *Azara lanceolata* (14%). Las especies arbóreas y arbustivas más frecuentes corresponden a especies nativas. Las especies herbáceas perennes más frecuentes fueron *Gamochaeta chamissonis* (82%), *Epilobium puberulum* (42%) y *Gunnera tinctoria* (20%). Las especies de subarbustos perennes fueron *Blechnum cordatum* (44%), *Lophosoria quadripinnata* (36%) y *Mitraria coccinea* (2%).

Las plantas vasculares registradas corresponden principalmente a elementos fitogeográficos chilenos argentinos (41%) y valdiviano (20%) (Villagrán *et al.* 1986). Menos frecuente es la presencia de especies pertenecientes a elementos fitogeográficos cosmopolita (15%), americano (9%) y subantártico (6%). El 9% del catálogo florístico corresponde a elementos fitogeográficos indeterminados. Una sola especie está clasificada en algún grado de amenaza, *Lophosoria quadripinnata*, declarada de preocupación menor para Chile continental, de acuerdo al Decreto Supremo N°19 (CHILE Ministerio del Medio Ambiente 2012).

Once especies registradas son propias del piso de vegetación que representa el área de estudio, tales como: *Amomyrtus luma*, *Caldcluvia paniculata*, *Drimys winteri*, *Embothrium coccineum*, *Eucryphia cordifolia*, *Lomatia ferruginea*, *Luma apiculata*, *Mitraria coccinea*, *Nertera granadensis*, *Tepualia stipularis* y *Weinmannia trichosperma* (Luebert y Pliscoff 2017). De ellas,

tres especies arbóreas se indican como dominantes en el bosque adulto de *Nothofagus nitida* que existía previo a la erupción: *Weilchmiedia trichosperma*, *Embothrium coccineum* y *Drimys winteri* (CONAF 2006).

5.2 Descripción de las asociaciones vegetales presentes

El análisis de especies indicadoras y de valores promedio de significancia para distinta cantidad de grupos determinó que 5 grupos maximiza el número de especies indicadoras (11) y minimiza el promedio de p (p = 0,21) (Tabla 4). El análisis de Procedimiento de Permutación de Respuesta Múltiple (MRPP) arrojó resultados significativos en todos los grupos (p < 0,05) (Tabla 5). La Tabla 6 se presenta para cada grupo o asociación vegetal la cantidad de censos de vegetación que componen el grupo, la riqueza de especies y riqueza de especies promedio.

Tabla 4. Resultado del análisis de especies indicadoras, utilizado para la clasificación de las cinco asociaciones vegetales.

Asociación	Especie indicadora	Valor indicador	p*
G1	*Baccharis patagonica*	70,5	0,0002
G2	*Amomyrtus luma*	75,5	0,0002
	Nothofagus sp.	59,7	0,0008
	Campsidium valdivianum	31,3	0,0216
G3	*Blechnum cordatum*	70,5	0,0002
	Embothrium coccineum	38,3	0,0124
	Fuchsia magellanica	35,1	0,0218
	Sticherus squamulosus	27,3	0,0444
G4	*Lophosoria quadripinnata*	61,4	0,0002
G5	*Gamochaeta chamissonis*	41,1	0,0002
	Epilobium puberulum	36,1	0,0144

* proporción de pruebas al azar con valor indicador igual o mayor que valor indicador observado, donde p = (1 + número de iteraciones >= observado / (1 + número de iteraciones aleatorizadas).

Tabla 5. Resultado del análisis de Procedimiento de Permutación de Respuesta Múltiple (MRPP).

Comparación	p
G5 vs. G3	0.00000054
G5 vs. G4	0.00000226
G5 vs. G1	0.00000071
G5 vs. G2	0.00000409
G3 vs. G4	0.00006139
G3 vs. G1	0.00000027
G3 vs. G2	0.00002857
G4 vs. G1	0.00006099
G4 vs. G2	0.00048649
G1 vs. G2	0.00000968

Tabla 6. Asociaciones vegetales según especie indicadora, cantidad de censos de vegetación y riqueza de especies, en área afectada por explosión lateral, después de cuatro años de la erupción del volcán Chaitén.

Asociación	Especie indicadora	Censos de vegetación	Riqueza	Riqueza promedio
1	*Baccharis patagonica*	11	21	6,55
2	*Amomyrtus luma*	6	15	6,83
3	*Blechnum cordatum*	11	25	8,63
4	*Lophosoria quadripinnata*	6	14	6,33
5	*Gamochaeta chamissonis*	14	21	5,86

La Figura 4 presenta el dendrograma de doble entrada obtenido al analizar la matriz principal. Los censos de vegetación se presentan en forma vertical con colores y símbolos por grupo y las especies se representan su nombre científico en forma horizontal. La cobertura de cada especie se representa en escala de grises, donde lo más oscuro representa un mayor porcentaje de cobertura. La Figura 5 muestra la disposición espacial de los censos de vegetación en el área de estudio según las coordenadas UTM norte, dispuestas en el eje vertical y las coordenadas UTM este dispuestas en el eje horizontal. Cada censo está representado según su pertenencia a cada grupo o asociación vegetal con símbolos y colores. Las curvas de nivel se muestran cada 10 metros de altitud y están representadas por líneas punteadas.

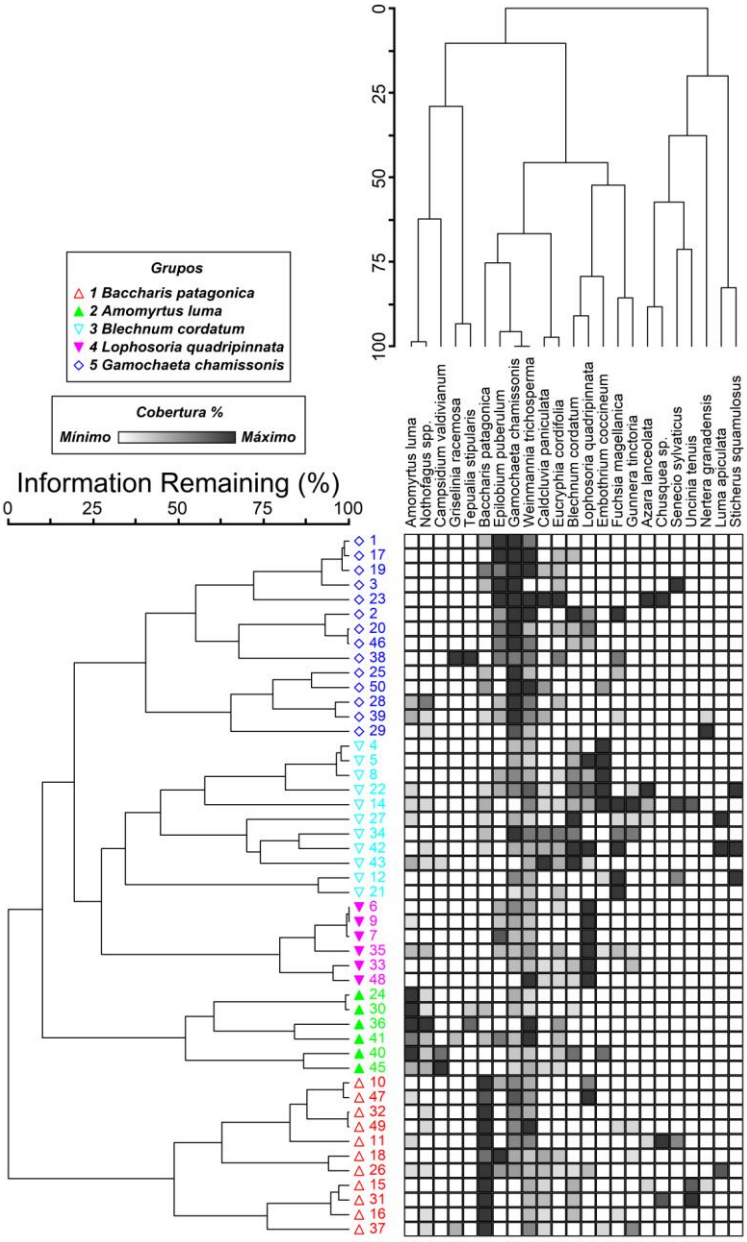

Figura 4. Dendrograma de doble entrada (censos de vegetación y especies) donde cada una de las cinco asociaciones vegetales se identifica con un mismo color y símbolo, en área afectada por explosión lateral, después de cuatro años de la erupción del volcán Chaitén.

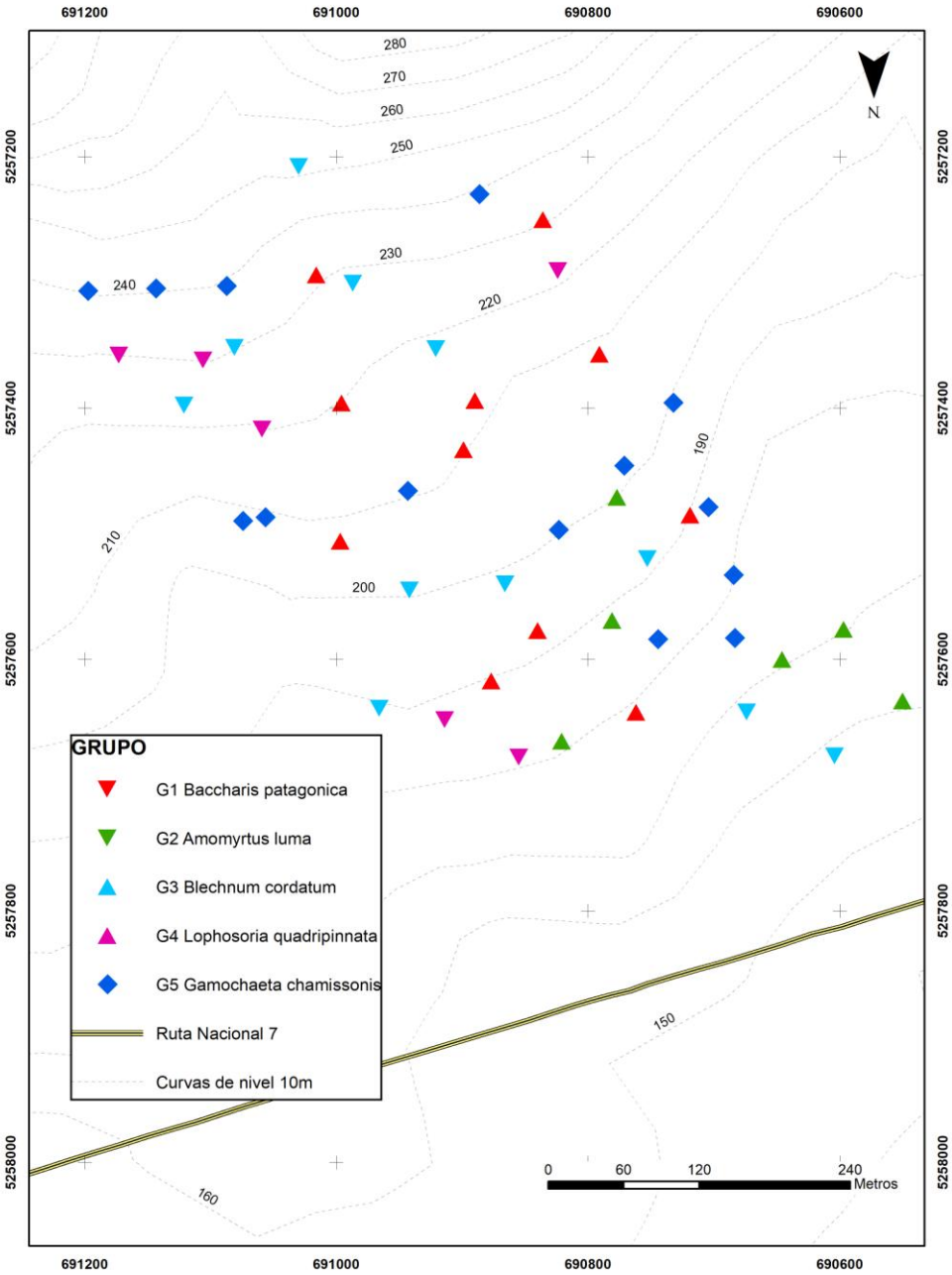

Figura 5. Distribución espacial de los censos de vegetación según grupos o asociaciones vegetales clasificadas en el área afectada por explosión lateral, después de cuatro años de la erupción del volcán Chaitén.

A continuación se describen las comunidades vegetales identificadas en el área de estudio (ver Apéndice 4 para mayor información sobre la cobertura y la frecuencia de especies por asociación vegetal).

1. Matorral de *Baccharis patagonica*

El matorral de *Baccharis patagonica* presentó una riqueza de 21 especies y una cobertura promedio del 30%. Las especies registradas que presentan mayor valor de importancia corresponden a *Baccharis patagonica*, *Weinmania trichosperma* y *Gamochaeta chamissonis*, presentes en más del 50% de los censos de vegetación. La especie indicadora *Baccharis patagonica* presenta la mayor cobertura relativa.

Las especies nativas conforman el 90% de la composición florística de la comunidad y 2 especies son introducidas, *Senecio sylvaticus* y *Cirsium vulgare*, las que presentan los más bajos valores de importancia. En el grupo predominan los hábitos arbóreos (33%) y las hierbas perennes (29%). Le siguen los arbustos (19%), los subarbustos (10%) y las hierbas anuales (10%).

2. Bosque secundario en regeneración inicial de *Amomyrtus luma*

El bosque secundario en regeneración inicial de *Amomyrtus luma* presentó una riqueza de 15 especies y una cobertura promedio del 10%. Este grupo también es indicado por las especies *Nothofagus sp*. y *Campsidium valdivianum*. Las especies que registran los más altos valores de importancia son *Amomyrtus luma*, *Weinmannia trichosperma* y *Nothofagus sp*. y se encuentran presentes en todos los censos de vegetación. La especie indicadora *Amomyrtus luma* presenta la mayor cobertura relativa.

Casi todas las especies son nativas (93%) y *Festuca sp.*, hierba perenne posiblemente introducida, presenta los más bajos valores de importancia del catálogo florístico. El hábito predominante es el arbóreo (53%), seguido por arbustos (20%) y hierbas perennes (20%). Las especies de subarbustos alcanzan un 7% y las hierbas anuales no están representadas en esta asociación vegetal.

3. Herbazal de *Blechnum cordatum*

El herbazal de *Blechnum cordatum* registró 25 especies y una cobertura promedio de 33%. Las especies con mayores valores de importancia son: *Fuchsia magellanica, Embothrium coccineum* y *Blechnum cordatun* presentan los mayores valores de importancia, de acuerdo a su frecuencia y cobertura. Las especies *Weinmannia thrichosperma*, *Blechnum cordatum*, *Gamochaeta chamissonis*, *Fuchsia magellanica*, *Embothrium coccineum*, *Lophosoria quadripinnata* y *Eucryphya cordifolia*, se registran en más del 50% de los censos de vegetación.

El 92% de las especies son autóctonas, con la excepción de *Senecio sylvaticus* e *Hipochaeris radicata*, hierbas introducidas anual y perenne, respectivamente. Predominan las especies de hábito arbóreo (32%) y las hierbas perennes (32%). Le siguen las especies arbustivas (20%), los subarbustos (12%) y las hierbas anuales (4%).

4. Herbazal de *Lophosoria quadripinnata*

El herbazal de *Lophosoria quadripinnata* registró 14 especies y una cobertura promedio de 30%. El valor de importancia mayor lo registra *Lophosoria quadripinnata* y junto a *Weinmannia trichosperma* se registraron en todos los censos de vegetación del grupo. Las especies *Epilobium puberulum*, *Eucryphya cordifolia* y *Amomyrtus luma* se registraron en más del 50% de los censos de vegetación.

El 93% de las especies son autóctonas, con la excepción de *Holcus lanatus*, hierba anual introducida que presenta los más bajos valores de importancia en el grupo. Predominan las especies de hábito arbóreo (50%) y las herbáceas perennes (21%). Le siguen los subarbustos (14%), los arbustos (7%) y las hierbas anuales (7%).

5. Herbazal de *Gamochaeta chamissonis*

El herbazal de *Gamochaeta chamissonis* registra 21 especies y la cobertura promedio alcanza un 13%. Este herbazal también está indicado por la especie *Epilobium puberulum*, la que junto a *Gamochaeta chamissonis* y *Weinmannia trichosperma* presentan los más altos valores de importancia del grupo. *Gamochaeta chamissonis* es la única especie que se registra en todos los censos de vegetación del grupo.

El 80% de las especies son de origen nativo y se registran 4 especies de hierbas introducidas: *Holcus lanatus*, *Hypochaeris radicata*, *Senecio sylvaticus*, *Cirsium vulgare*, todas ellas con bajos valores de importancia. El hábito predominante es el arbóreo (33%) y las hierbas perennes (24%). Le siguen los arbustos (19%), las hierbas anuales (14%) y subarbustos (10%).

5.3 Análisis de la composición florística en relación con las variables ambientales

El análisis de ordenación de los censos de vegetación indica que una solución de tres dimensiones logra describir el 70% de la varianza que existe en la ordenación de las parcelas con relación a las variables ambientales consideradas. La proporción de la varianza explicada por cada eje en la ordenación es de 21% para el primer eje, 21,1% para el segundo eje y 28,5% para el tercer eje. El estrés final para la solución de 3 dimensiones fue de 18. El tercer eje se explica en la variable altitud principalmente. El segundo y el primer eje no se explican en las variables ambientales consideradas (Tabla 7).

Tabla 7. Correlación Pearson and Kendall de variables ambientales respecto a los ejes de ordenación

Variables ambientales	Eje 1			Eje 2			Eje 3		
	r	r^2	tau	R	r^2	Tau	r	r^2	tau
Altitud	-0,35	0,12	-0,21	0,03	0,00	0,02	0,51	**0,26**	0,34
Exposición	-0,05	0,00	-0,16	-0,05	0,00	0,09	0,19	0,03	0,25
Pendiente	-0,41	0,16	-0,32	-0,02	0,00	-0,01	0,05	0,00	0,03
Forma de la pendiente	0,11	0,01	0,08	0,15	0,02	0,10	-0,01	0,00	-0,06
Pedregosidad	-0,35	0,12	-0,28	0,06	0,00	0,08	-0,10	0,01	-0,09
Cobertura de líquenes	0,21	0,04	0,29	-0,14	0,02	-0,10	-0,13	0,01	-0,15
Cobertura de musgos	0,09	0,01	0,07	0,24	0,05	0,18	-0,26	0,06	-0,15
Cobertura de hepáticas	0,02	0,00	-0,00	-0,06	0,00	-0,08	0,19	0,03	0,17
Cobertura material en descomposición	0,22	0,05	0,13	-0,01	0,00	0,00	-0,32	0,10	-0,19
Cobertura vegetación	0,15	0,02	0,12	0,24	0,06	0,18	-0,28	0,08	-0,17
Cobertura suelo descubierto	-0,15	0,02	-0,12	-0,24	0,06	-0,18	0,28	0,08	0,17
Distancia bosque no intervenido	-0,25	0,06	-0,17	0,05	0,00	0,05	0,24	0,06	0,23

La única variable ambiental que se relaciona significativamente con las asociaciones vegetales identificadas es la altitud. Si bien los censos de vegetación se disponen en un rango acotado, entre los 130 y los 220 metros sobre el nivel del mar, el bosque secundario de *Amomyrtus luma*

se desarrolla en las porciones bajas del área de estudio, mientras que en las partes más altas se desarrollan las tres asociaciones de herbazales y un matorral de *Baccharis patagonica*. La Figura 6 presenta la ordenación de los censos de vegetación en un plano formado por el segundo eje y la altitud representada en el tercer eje.

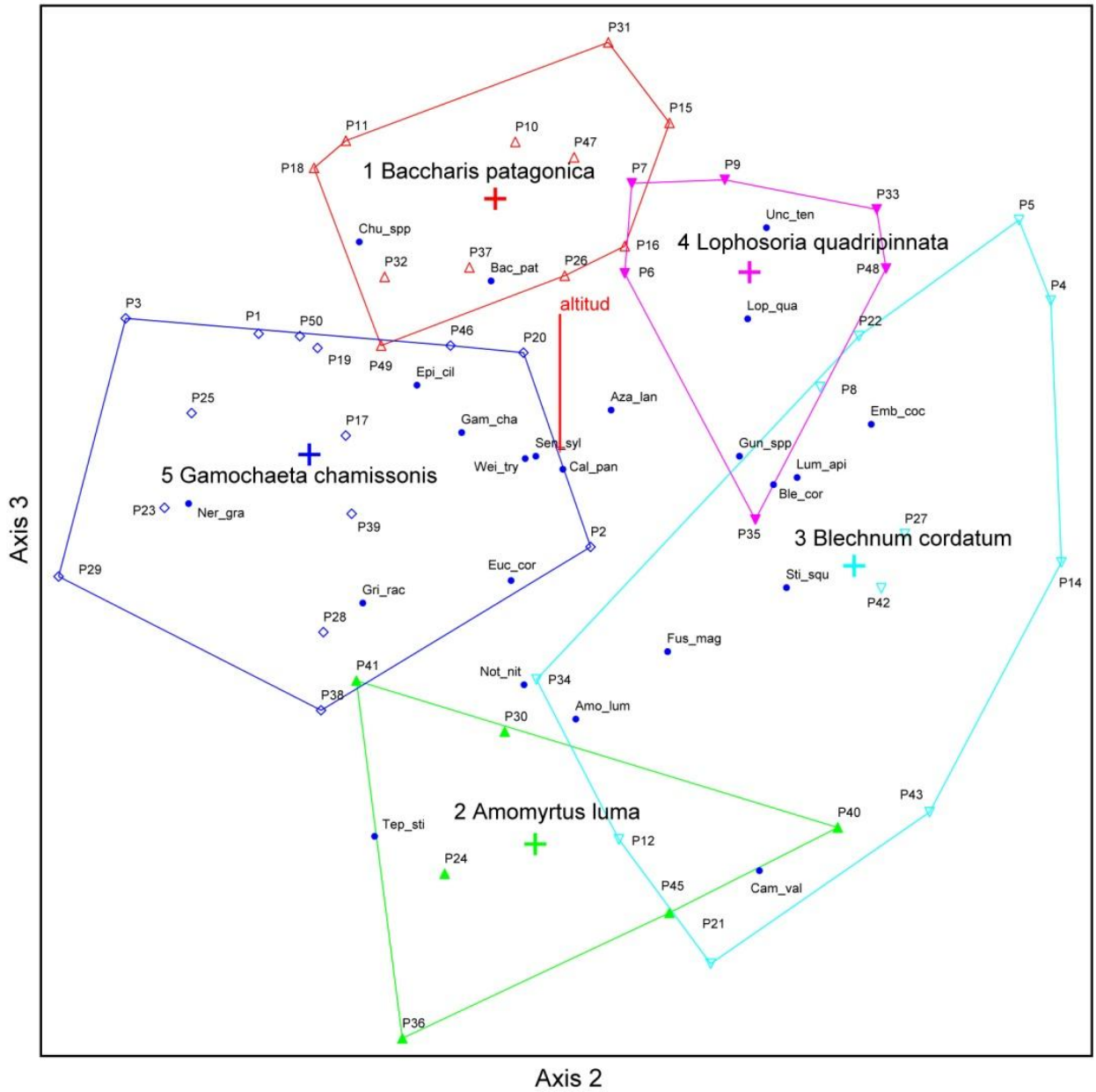

Figura 6. Distribución de los censos de vegetación en el plano formado por dos de los componentes principales. Se indican las especies diferenciales de los grupos.

La existencia de un gradiente de daño que decrece en la dirección la explosión lateral (Lipman y Mullineaux 1981; Kelfoun *et al.* 2000; Swanson *et al.* 2013) podría explicar el desarrollo de un bosque en las zonas más alejadas de la caldera y más próximas al bosque no intervenido, donde el daño fue menor y la supervivencia de plantas y materia orgánica residual conforma el legado biológico que inicia la sucesión secundaria (Swanson *et al.* 2013).

5.4 Interacción entre asociaciones vegetales y rasgos funcionales

Cinco interacciones significativas expresan la variación funcional entre las asociaciones vegetales y se relacionan con dos rasgos funcionales: el hábito de crecimiento y el peso de la semilla de la especie (Tabla 8). Los rasgos funcionales relacionados con los atributos de las semillas y las formas de vida entregan información sobre la adaptabilidad de las especies al medio en períodos de riesgo y de cómo enfrentan las limitaciones del medio ambiente (Serra 2018).

Tabla 8. Interacciones significativas entre rasgo funcional y variable ambiental respecto a las cinco asociaciones vegetales presentes. Se presentan los valores de las pruebas Chi cuadrado $\chi 2$ realizado mediante el análisis de la cuarta esquina (FCA) con sus valores de p respectivos (α=0,05; p-adj Bonferroni).

Rasgo funcional	Matorral de *Baccharis patagonica*	Bosque secundario en regeneración inicial de *Amomyrtus luma*	Herbazal de *Blechnum cordatum*	Herbazal de *Lophosoria quadripinnata*	Herbazal de *Gamochaeta chamissonis*
Hábito – subarbusto	3,1667 (0,2740)	0,8810 (0,4719)	**10 (0,0242)***	**6,5333 (0,0215)***	3,5000 (0,6571)
Hábito – arbusto	11,7143 (0,2169)	2,7143 (0,3349)	8,0000 (0.3721)	**0,3333 (0,0446)***	6,5667 (0,3485)
Hábito – hierba	10,3381 (0,0424)	**2,2190 (0,0129)***	9,3429 (0.1375)	4,3810 (0,4276)	24,2667 (0,2227)
Peso semilla	- 0,106 (0,0594)	**0,362 (0,0134)***	0,012 (0,4280)	- 0,046 (0,4056)	- 0,139 (0,0557)

Los herbazales dominados por *Lophosoria quadripinnata* y *Blechnum cordatum* interactúan significativamente con el hábito de crecimiento subarbusto, hábito de sus especies indicadoras, las cuales corresponden a helechos, con diferentes estrategias de dispersión y requerimientos de hábitat (Castán y Vetaas 2005; Pausas y Sáez 2000; Parra *et al.* 2015). Son plantas vasculares sin semillas, de tallos rizomatosos y raíces adventicias, que se reproducen por medio de esporas o por simple división de su rizoma (Teillier 2018). El rebrote y la producción de raíces adventicias es mencionada como facilitadora de la sobrevivencia y recubrimiento de

Lophosoria quadripinnata en la recuperación de la vegetación con posterioridad a la erupción del volcán Cordón Caulle (Vogel *et al.* 1994; González *et al.* 2014; Veblen *et al.* 2016).

El bosque secundario en regeneración inicial de *Amomyrtus lum*a interactúa significativamente con el peso de la semilla, dado que esta especie tiene la semilla de mayor peso del catálogo florístico y el mayor valor de importancia. Por otra parte, este bosque secundario interactúa positivamente con el hábito de crecimiento herbáceo, por ser la asociación que presenta la menor proporción de especies herbáceas. El matorral de *Baccharis patagonica* y el herbazal de *Gamochaeta chamissonis* no presentan interacciones significativas con alguno de los rasgos funcionales.

5.5 Interacción entre variables ambientales y los rasgos funcionales

El análisis de la cuarta esquina indica que existen 13 interacciones significativas resultado de la influencia del medioambiente en la variación funcional de la vegetación (Tabla 9).

Tabla 9. Interacciones significativas (p<0,05) positivas (+) y negativas (-) entre variables ambientales y rasgos funcionales. Entre paréntesis se indica el valor r y p, respectivamente.

	Cobertura de líquenes	Cobertura material en descomposición	Altitud	Distancia al bosque no intervenido
Altura máxima	+ [0,09 ; 0,04]	+ [0,15 ; 0,04]	- [-0,19 ; 0,03]	- [-0,11 ; 0,04]
Modo polinización – entomófila		+ [0,20 ; 0,01]	- [-0,22 ; 0,01]	
Modo polinización – zoófila		- [-0,14 ; 0,01]		
Modo de polinización – 0			+ [0,19 ; 0,02]	
Familia – Myrtaceae		+ [0,21 ; 0,01]		
Familia – Proteaceae		- [-0,12 ; 0,02]		
Elemento fitogeográfico – valdiviano			- [-0,24 ; 0,00]	
Elemento fitogeográfico – chile argentina			+ [0,16 ; 0,02]	
Elemento fitogeográfico – cosmopolita			+ [0,13 ; 0,04]	

La altitud interactúa inversamente con la altura máxima de la especies y con los elementos fitogeográficos valdivianos. Esto se explica en que el bosque secundario de *Amomyrtus luma* se desarrolla en las zonas de menor altitud, presenta la mayor proporción de especies arbóreas,

sus alturas máximas son las mayores del catálogo florístico y tiene la mayor proporción de elementos fitogeográficos valdivianos. Por su parte, la altura máxima de las especies interactúa inversamente con la distancia al bosque intervenido, dando cuenta de que el bosque secundario se expresa lejos de la caldera y cerca del perímetro de la explosión lateral. La altura máxima también interactúa positivamente con la cobertura de líquenes, siendo el bosque secundario donde se favorece su desarrollo.

La cobertura del material vegetal en descomposición interactúa positivamente con la altura máxima y con las especies de la Familia Myrtaceae, siendo el bosque secundario la asociación que presenta las mayores alturas, donde el material vegetal en descomposición presenta mayores coberturas y la especie *Amomyrtus luma* alcanza el mayor valor de importancia.

La cobertura del material vegetal en descomposición interactúa positivamente con el modo de polinización entomófila y ésta, inversamente con la altitud, dado que las especies entomófilas presentan los mayores valores de importancia en el bosque secundario y se ubican en las zonas de menor altitud del área de estudio. La cobertura del material vegetal en descomposición interactúa inversamente con la Familia Protaceae y con el modo de polinización mediado por animales, siendo el herbazal de *Blechnum cordatum* la asociación donde *Embothrium coccineum* alcanza el mayor valor de importancia siendo su modo de polinización la zoogamia.

El herbazal de *Blechnum cordatum* crece en las zonas más bien elevadas del área de estudio, lo que también se refleja en la interacción con el material vegetal en descomposición, que en las zonas más altas tiene menor cobertura.

Los elementos fitogeográficos cosmopolita y chileno argentinos interactúan positivamente con la altitud, siendo el herbazal de *Gamochaeta chamissonis* el que presenta la mayor proporción de especies cosmopolitas y los mayores valores de importancia. Por su parte, los mayores valores de importancia de los elementos chileno argentinos se observan en el herbazal de *Blechnum cordatum* y en el matorral de *Baccharis patagonica*. Estas asociaciones se disponen en zonas más elevadas que el bosque secundario de *Amomyrtus luma*.

5.6 Medidas para la conservación de la naturaleza

La propuesta de medidas de manejo para la conservación de los ecosistemas forestales afectados por la explosión lateral se presenta a continuación, identificando el objeto de conservación, sus amenazas directas y las estrategias que minimicen el impacto de las amenazas y aseguren la viabilidad del objeto de conservación (Figura 7).

5.6.1 Objeto de conservación

El objeto de conservación corresponde al ecosistema forestal bosque siempreverde afectado por la explosión lateral del volcán Chaitén, cuya superficie abarca aproximadamente 4 kilómetros cuadrados.

5.6.2 Amenazas directas

Las amenazas directas corresponden a las actividades humanas o procesos que han causado, están causando o podrían causar la destrucción, degradación o deterioro de las capacidades de los objetos de conservación de la biodiversidad. Las amenazas son sinónimo de fuentes de estrés o presión (Salafsky *et al.* 2008).

En el área de estudio se identifican cuatro amenazas: la presencia de especies exóticas invasoras, la ocurrencia de incendios forestales, la presencia de ganado doméstico y la falta de conciencia por parte de la comunidad sobre los impactos que ocasionan estas presiones en la naturalidad de sistema y en su capacidad de contener procesos ecológicos.

Presencia de especies exóticas invasoras

Las especies de plantas exóticas invasoras son crecientemente reconocidas como un principio rector de cambio ecológico con consecuencias en los procesos ecológicos, diversidad biológica, economía y salud humana (Convention on Biological Diversity 1992; Vitousek *et al.* 1996; IUCN 2000; Le Maitre *et al.* 2000; Harris *et al.* 2009). Constituyen una grave amenaza para las poblaciones de especies naturales (White y Schwarz 1998; Pauchard 1999) pues compiten exitosamente frente a las especies nativas y pueden alterar la dinámica de perturbaciones, pudiendo afectar la sucesión vegetal (Mack y D'Antonio 1998). Chile tiene mayores probabilidades de tener problemas con especies exóticas invasoras dado que sus especies han

evolucionado rodeadas de barreras naturales (Pauchard 1999).

Un aspecto clave en el manejo de las áreas protegidas es evitar la llegada de nuevas especies exóticas (Teillier y Marticorena 2002). El manejo de especies exóticas invasoras requiere la integración tanto de medidas de prevención como de detección temprana y estrategias de respuesta rápida mediante el empleo de tratamientos manuales, químicos, biológicos, culturales, entre otros (USDA Forest Service 2005).

Las especies exóticas pueden ingresar al área protegida por las vías de acceso existentes como es el sendero peatonal que conduce a la caldera del volcán Chaitén. Los propágulos de las especies indeseadas pueden ser transportados y dispersados por las personas que transitan por el sendero del volcán y por los vehículos motorizados que transitan en el área de estacionamiento.

Ocurrencia de incendios forestales

Desde 1980, se ha documentado un aumento del área afectada por incendios forestales en ecosistemas boscosos de varias partes del mundo (Meyn *et al.* 2007; Flannigan *et al.* 2009; Holz y Veblen 2012) los que tienen profundas implicancias en los procesos ecosistémicos (Bowman *et al.* 2009).

Los incendios ocurridos en bosques siempreverdes de la Patagonia pueden transformar su estructura a herbazales de *Lophosoria*, en sitios secos y ricos en nutrientes, o a herbazales de *Gunnera tinctoria,* en sectores más húmedos y pobres en nutrientes (Hildebrand-Vogel 1988).

Con posterioridad a la ocurrencia de incendios en bosques siempreverdes de la reserva costera Valdiviana, la regeneración a partir de bosques adultos de *Nothofagus nitida* colindantes presenta una fuerte competencia por la cobertura de especies arbustivas pioneras como *Chusquea spp.* y helechos terrestres de grandes frondas como *Lophosoria quadripinnata* (Romero-Mieres *et al.* 2014).

Si bien los bosques de *Nothofagus* soportan combustible en condiciones de alta humedad que los hace difíciles de quemar, las condiciones climáticas severas, el aumento de la frecuencia de incendios y los largos tiempos de recuperación con posterioridad al incendio, los hace

vulnerables y expuestos al riesgo de transformación (Mermoz *et al.* 2005; Kitzberger *et al.* 2016; Tepley *et al.* 2018)

Las sucesivas quemas y el pastoreo intenso de los bosques pantanosos de la región de Aysén han producido un reemplazo en su estructura, transformándolos en matorrales de quila, pantanos de cortadera o praderas de *Juncus procerus*, dificultando su regeneración natural y su potencial de restauración (Ramírez *et al.* 1996; Ramírez *et al.* 2003; Promis *et al.* 2013).

Presencia de ganado doméstico

La presencia de animales domésticos en el área de la explosión lateral es una amenaza potencial, dada la cercanía al poblado de Santa Bárbara y las características rurales del entorno del volcán Chaitén. La introducción de cualquier tipo de ganado puede eliminar, por herbivoría, la regeneración vegetal natural que experimenta actualmente el área. El ganado doméstico puede ser también un vector de especies de plantas exóticas invasoras, propias de los ambientes rurales productivos.

Los procesos de transformación del paisaje se inician con la destrucción o alteración de la vegetación primitiva por diferentes causas, donde la posterior introducción de ganado crea formaciones pratenses que se mantienen por el pastoreo y por causa del sobrepastoreo se degradan a distintos estadios, que al ser abandonados, son cubiertos por especies leñosas alóctonas, formándose nuevas comunidades, la mayoría de ellas arbustivas (Ramírez *et al.* 1988; Ramírez *et al.* 2012). La vegetación original no se puede recuperar de los estadios abandonados, tanto por la alteración física y química del suelo, como también por la presencia de especies invasoras alóctonas, que desplazan la flora nativa (Ellies *et al.* 1994; Ramírez *et al.* 2012). Un bosque de coihue – ulmo se puede transformar en una pradera de chépica – cladillo por efecto de la tala del bosque y posterior introducción de ganado o un bosque de roble – laurel – lingue se puede transformar en una pradera de chépica y hierba de san juan por efecto de la tala, quema y pastoreo (Ramírez *et al.* 2012).

Conciencia de los visitantes sobre el impacto de especies exóticas invasoras, incendios forestales y ganado doméstico en áreas protegidas

El impacto ecológico provocado por la presencia de especies exóticas invasoras, la ocurrencia

de incendios forestales y la presencia de ganado doméstico en áreas protegidas es desconocido por parte de la comunidad o visitantes y no existe conciencia del riesgo que provoca el tránsito por el área de estudio y de cómo las personas podemos ayudar en que los riesgos de ocurrencia se minimicen.

5.6.3 Estrategias

Estrategia de prevención y control de especies exóticas invasoras

El objetivo de la estrategia es minimizar los impactos de la presencia humana en ambientes naturales y conservar los beneficios, salud e integridad ecológica de un ecosistema de bosque siempreverde libre de especies exóticas invasoras. El Servicio Forestal de los Estados Unidos plantea que la prevención es una de las mejores maneras de gestionar el problema de las especies exóticas invasoras en áreas protegidas (USDA 2005). En Chile, la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt tiene protocolos de bioseguridad para todas las actividades de investigación que se realizan en la isla Choros, especialmente para prevenir la reintroducción del conejo europeo actualmente erradicado de la isla (CONAF 2017). La meta propuesta para esta estrategia es mantener la proporción de especies exóticas en el catálogo florístico igual o menor a la media del territorio nacional (11%) (Marticorena 1990; Teillier *et al.* 2013) y para el cumplimiento de los objetivos se propone la realización de las siguientes actividades:

- Elaborar e implementar un plan de prevención y control de especies exóticas invasoras que organice las actividades contempladas para la estrategia.
- Realizar un diagnóstico en relación a la presencia y abundancia de especies exóticas invasoras en el área protegida.
- Establecer un plan de bioseguridad aplicable a todas las actividades a desarrollar en el área de explosión lateral. Identificar las áreas de limpieza donde se implementarán las medidas de bioseguridad, la cual contará con un contenedor de residuos vegetales que permita realizar su posterior disposición final en forma segura. Realizar inspección visual y limpieza con escobillas de la vestimenta, calzado y equipamiento de todas las posibles vías de transporte no intencional de especies exóticas y de todo material vegetal que pueda estar alojado. Es necesario remover los restos de barro y semillas que pudieran estar adheridos a la suela, cordones, costuras o pliegues del calzado, bolsillos costuras y pliegues de la

vestimenta y bolsos o mochilas.

- Facilitar servicios sanitarios en la entrada para evitar la disposición de desperdicios humanos en el área.
- Restringir la circulación únicamente al sendero.
- Disponer los residuos generados durante la actividad en los contenedores de basura ubicados en la entrada.
- Exigir el cumplimiento de los protocolos de bioseguridad por parte de la autoridad administrativa.

Estrategia de prevención y control de incendios forestales

La estrategia tiene por objetivo prevenir y controlar la ocurrencia de incendios forestales en el área afectada por la explosión lateral. La meta de la estrategia es evitar la ocurrencia de incendios en el área protegida y para el cumplimiento de los objetivos propuestos se considerarán las siguientes actividades:

- Elaborar e implementar un Plan de prevención y control de incendios forestales que organice las actividades de la estrategia.
- Prohibir de uso del fuego en toda el área de uso público asociada al volcán Chaitén (sendero, sitios de merienda, miradores y área de estacionamiento).
- Realizar patrullajes preventivos.
- Capacitar a los guardaparques en primer ataque de un foco de incendio forestal.
- Disponer de equipamiento y elementos de protección personal para el primer ataque.
- Elaborar un procedimiento de evacuación de visitantes en caso de incendio forestal.
- Fortalecer el trabajo con actores locales en la prevención de incendios forestales.
- Elaborar un plan de contingencia ante la ocurrencia de incendios forestales, que incluya la organización, funciones y responsabilidades del personal en caso de incendio forestal y el sistema de comunicaciones diseñado para la emergencia.

Estrategia de prevención y control de presencia de ganado doméstico

La estrategia tiene por objetivo prevenir y controlar el ingreso de ganado en el área afectada por la explosión lateral. La meta es evitar que animales domésticos ingresen al área protegida y considerará las siguientes actividades para el cumplimiento de los objetivos propuestos:

- Elaborar e implementar un plan de prevención y control de ganado doméstico en el área protegida que organice las actividades de la estrategia.
- Realizar un diagnóstico de actividad ganaderas en los alrededores del área protegida.
- Establecer un protocolo de medidas para el manejo adecuado del ganado en torno a áreas protegidas, que incluya la mantención de cercos de las áreas productivas y la identificación de la propiedad de vacunos, equinos y bovinos.

Estrategia de educación ambiental

El objetivo de la estrategia es aumentar la efectividad de las prácticas de prevención y control de especies exóticas invasoras, incendios forestales y ganado doméstico, por medio de actividades de educación ambiental con los visitantes y la comunidad local. La meta será lograr que todas las personas que visitan el sendero apliquen el protocolo de bioseguridad establecido, que las actividades ganaderas se realicen en forma adecuada y que no ocurran incendios forestales causados por acción humana en el área protegida. Se propone la realización de las siguientes actividades para el cumplimiento de los objetivos planteados:

- Elaborar e implementar un plan de educación ambiental, que permita sensibilizar a la comunidad sobre su entorno natural y así tomar conciencia de la importancia de mantener la naturalidad del objeto de conservación.
- Realizar charlas de inducción para visitantes en forma previa al ingreso al sendero del área protegida sobre los impactos de la presencia de especies exóticas invasoras, de la ocurrencia de incendios forestales y de la presencia del ganado doméstico en áreas protegidas.
- Realizar charlas sobre bioseguridad abiertas a la comunidad local.
- Realizar charlas en establecimientos educacionales locales.
- Elaborar un informativo en papel que describa, en lenguaje sencillo, la importancia de la naturalidad del área de explosión lateral y las medidas de prevención del ingreso de especies exóticas, ocurrencia de incendios forestales y presencia de ganado doméstico.
- Entregar el informativo a todos los visitantes y personas de la comunidad local.

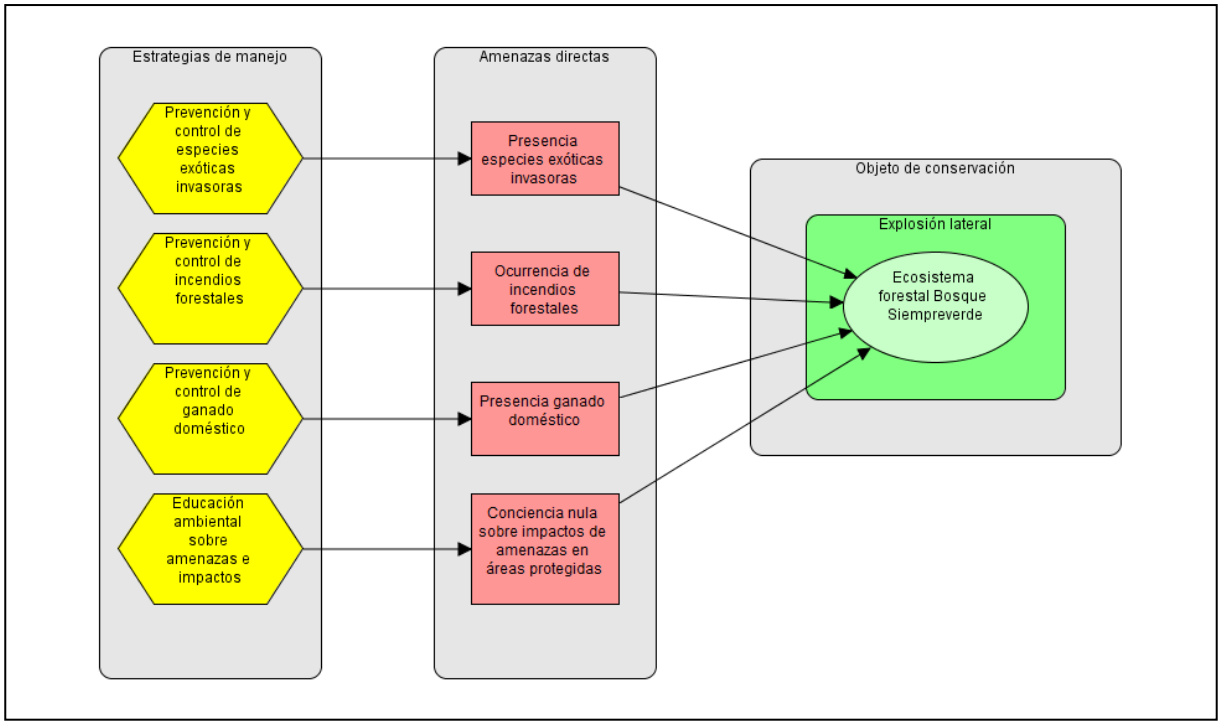

Figura 7. Esquema de la propuesta de medidas de conservación. Se establecen estrategias para minimizar las amenazas directas al objeto de conservación.

La composición, estructura y funciones de un sistema ecológico es, en parte, producto de disturbios (White 1979; Sousa 1984). Los disturbios afectan la estructura de las comunidades vegetales y su composición de especies (White 1979; Sousa 1984). Las erupciones volcánicas son consideradas como disturbios infrecuentes y de gran escala, y el efecto de éstas conduce a menudo a un patrón heterogéneo de supervivencia de organismos (Turner *et al*. 1998).

A cuatro años de la erupción del volcán Chaitén, la sucesión forestal del bosque siempreverde se ajusta al enfoque planteado por Egler (1954) denominado “composición florística inicial”, que señala que gran parte de las especies que formarán parte de la comunidad están presentes desde el comienzo de la sucesión, pero expresan su dominancia en distintos momentos en el tiempo, dadas sus distintas tasas de crecimiento (Videla 2014; Donoso *et al.* 2014). En el área de estudio se advierten dos patrones sucesionales, sucesiones primarias y secundarias. Las sucesiones primarias, están representadas en las asociaciones vegetales dominadas por especies de hábitos herbáceos, subarbustivos y arbustivos, y ocupan uno de los extremos de un continuum de severidad del disturbio, que gradualmente transita hacia una sucesión

secundaria si el suelo o algunas especies sobreviven intactos al disturbio (Walker y Del Moral 2011). Las sucesiones primarias entregan un modelo para guiar la restauración de áreas degradadas y pueden entregar información sobre la pérdida de biodiversidad y aumento de especies exóticas invasoras (Prach y Walker 2011; Walker y Del Moral 2011). Las sucesiones secundarias se representan en el bosque en regeneración inicial que se desarrolla en los límites o perímetro del área afectada por la explosión lateral. El impacto en estas zonas fue menor que en las áreas de mayor altitud, próximas a la caldera, donde se desarrollan las restantes asociaciones. Estos patrones sucesionales se desarrollan en relación al gradiente de daño existente en el área de estudio (Swanson *et al.* 2013).

Los bosques son resilientes ya que los árboles sobreviven a impactos que son letales para otras formas de vida y porque la diversidad de formas de vida aumenta la posibilidad de que algunos individuos sobrevivan (Del Moral y Grishin 1999). La vegetación existente después del disturbio está fuertemente determinada por los legados biológicos residuales y la disponibilidad de micrositios. En las nuevas superficies creadas, los sobrevivientes se propagan y también se establecen nuevos colonizadores, cuando logran superar las limitantes que impone la distancia a las fuentes de propágulos y las condiciones ambientales del sitio (Crisafulli y Dale 2018).

La base fundamental de las investigaciones fitosociológicas y ecológicas residen en la observación y el análisis de la flora y vegetación en el terreno (Steubing 2002). El estudio de los eventos que mayor disturbio producen en los ecosistemas, como las erupciones volcánicas, beneficia el conocimiento ecológico, permitiendo fortalecer la mitigación de riesgos y el manejo de los recursos naturales (Swanson *et al.* 2013). El estudio de las etapas iniciales con posterioridad a la erupción es esencial para detectar la evidencia ecológica de eventos iniciales que puede perderse rápidamente y que puede ser crítica para entender, tanto los procesos iniciales, como el desarrollo en el largo plazo. Los estudios de largo plazo son importantes dado que los paisajes físicos y abióticos cambian gradual y abruptamente después del disturbio mayor y perturbaciones secundarias (Swanson *et al.* 2013). El uso de un marco basado en rasgos funcionales ha probado ser útil para avanzar en nuestro conocimiento sobre la relación entre biodiversidad y los rasgos funcionales de las plantas (Polley *et al.* 2013; Soliveres y Maestre 2014).

Las interacciones entre la teoría de sucesiones y la aplicación práctica en restauración ecológica pueden retroalimentar las prácticas de manejo de la tierra (Del Moral 2007; Walker y Del Moral 2011). Los procesos naturales de restauración pueden tomar más tiempo del deseado y si las condiciones están degradadas irreversiblemente, la sucesión no ocurrirá sin intervención (Walker y Del Moral 2011).

La efectividad de la protección de la vegetación en áreas silvestres debe incorporar dentro de la planificación de conservación la dinámica de disturbios naturales (Leroux y Rayfield 2014; Guo et al. 2015) ya que sin considerarla, muchos procesos que mantienen la biodiversidad podrían perderse (Pressey et al. 2007).

6 CONCLUSIONES

A cuatro años de ocurrida la última erupción del volcán Chaitén, el bosque afectado por una explosión lateral se caracteriza a través de cinco asociaciones vegetales y dos patrones sucesionales. Las sucesiones primarias se representan en los herbazales de *Gamochaeta chamissonis*, *Lophosoria quadripinnata*, *Blechnum cordatum* y en el matorral de *Baccharis patagonica*. Las sucesiones secundarias se representan en la regeneración inicial del bosque de *Amomyrtus luma* y especies del género *Nothofagus.*

Los patrones en la composición florística identificados responden a la altitud, a los hábitos de crecimiento y al peso de la semilla de las especies. Estas variaciones se pueden explicar en el gradiente de daño que decrece en la dirección de la explosión lateral y con la proximidad a la caldera del volcán. El bosque secundario se desarrolla en las porciones bajas del área de estudio, próximas al bosque no intervenido, donde el daño fue menor, y la supervivencia de plantas y la materia orgánica se configura como el legado biológico que da paso a la sucesión secundaria. En las partes más altas, se desarrollan las tres asociaciones de herbazales y el matorral. Los herbazales de *Lophosoria quadripinnata* y *Blechnum cordatum* interactúan con el hábito de crecimiento subarbusto, dadas las características de sus especies indicadoras.

De acuerdo a la información geológica evidenciada con posterioridad a la erupción de 2008, se puede concluir que el bosque siempreverde del área de estudio ha evolucionado en un régimen de disturbios de origen volcánico, dado que la fecha estimada de su anterior erupción fue aproximadamente 300 años atrás. La presencia del bosque secundario en regeneración inicial y la composición de especies registrada, preferentemente nativas y propias del piso vegetacional, permiten suponer que las sucesiones presentes tenderán a la estructura y composición del bosque original.

Dado que la estructura y la composición de especies es, en parte, producto de los disturbios ecológicos, para alcanzar el objetivo de preservar los ecosistemas de bosque templado lluvioso y su diversidad biológica, se recomienda el estudio de la dinámica de la vegetación en el largo plazo, que permita entender los procesos que se suceden con posterioridad a la ocurrencia de disturbios y permitan documentar la variación de la composición de especies en el tiempo.

Se recomienda incorporar en la planificación de la conservación del Parque Nacional Pumalín

estrategias de manejo que minimicen las amenazas directas del objeto de conservación, como los son los incendios, la presencia de ganado doméstico y especies exóticas invasoras, de tal forma de preservar estos ecosistemas en forma efectiva en el largo plazo.

7 BIBIOGRAFÍA

Adler P., Fajardo A., Kleinhesselink A., Kraft N. 2013. Trait-based tests of coexistence mechanisms. Ecology Letters 16(10):1294-1306.

AGRIMED. 2017. Atlas agroclimático. Estado actual y tendencias del clima. Tomo V Regiones de Los Ríos y Los Lagos. Funcación para la Innovación Agraria (FIA) Universidad de Chile. Santiago.

Albornoz F., Gaxiola A., Seaman B., Pugnaire F., Armesto J. 2013. Nucleation-driven regeneration promotes post-fire recovery in a Chilean temperate forest. Plant Ecology 214(5):765-776.

Angelstam P. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. Journal of Vegetation Science 9(4):593-602.

APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. Botanical Journal of the Linnean Society 161(2):105 - 121.

Armesto J., Figueroa J. 1987. Stand structure and dynamics in the temperate rain forests of Chiloé Archipelago, Chile. Journal of Biogeography 367-376.

Arroyo M., Marquet P., Marticorena C., Simonetti J., Cavieres L., Squeo F., Rozzi R., Mittermeier R., Robles P., Hoffmann M. 2004. Chilean winter rainfall-Valdivian forests. Hotspots Revisted: Earth's Biologically Wealthiest and most Threatened Ecosystems 99-103.

Baeza M., Barrera E., Flores J., Ramírez C., Rodríguez R. 1998. Categorías de conservación de Pteridophyta nativas de Chile. In: Núñez H, Meléndez R, Maldonado V (Eds.) Boletín del Museo Nacional de Historia Natural. Museo Nacional de Historia Natural. Santiago. pp. 23-46.

Baker W., Walford G. 1995. Multiple stable states and models of riparian vegetation succession on the Animas River, Colorado. Annals of the Association of American Geographers 85(2):320-338.

Benoit I. 1989. Libro rojo de la flora terrestre de Chile. Corporación Nacional Forestal, Áreas Silvestres Protegidas. Santiago. 157p.

Blanquet B. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Blume Ediciones, Madrid, España

Börgel R. 1983. Geomorfología. Instituto Geográfico Militar. 182p.

Bowman D., Balch J., Artaxo P., Bond W., Carlson J., Cochrane M., D'Antonio C., DeFries R., Doyle J., Harrison S. 2009. Fire in the Earth system. Science 324(5926):481-484.

Brooker R., Maestre F., Callaway R., Lortie C., Cavieres L., Kunstler G., Liancourt P., Tielbörger K., Travis J., Anthelme F. 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. Journal of Ecology 96(1):18-34.

Brooks T., Mittermeier R., da Fonseca G., Gerlach J., Hoffmann M., Lamoreux J., Mittermeier C., Pilgrim J., Rodrigues A. 2006. Global biodiversity conservation priorities. Science 313(5783):58-61.

Bryant D., Nielsen D., Tangley L. 1997. The last frontier forests: ecosystems and economies on the edge. What is the status of the worlds remaining large natural forest ecosystems? World Resources Institute Forest Frontiers Initiative. Washington DC. 54p.

Bustamante-Sánchez M. A., Armesto J. J., Halpern C. B. 2011. Biotic and abiotic controls on tree colonization in three early successional communities of Chiloé Island, Chile. Journal of Ecology 99(1):288-299.

Cabeza M., Moilanen A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. Trends in Ecology & Evolution, 16(5):242-248.

Cabral E. 2010. Guía de Consultas Botánica II. HAMAMELIDAE- Nothofagaceae. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura (UNNE).

Cardillo M., Mace G., Gittleman J., Purvis A. 2006. Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 103(11):4157-4161.

Castán D., Vetaas O. 2005. Pteridophyte richness, climate and topography in the Iberian Peninsula: comparing spatial and nonspatial models of richness patterns. Global Ecology and Biogeography 14(2):155-165.

Castro J., Dingwell D. 2009. Rapid ascent of rhyolite magma at Chaitén volcano, Chile. Nature 461(7265):780-783.

Clements F. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Publication 242 Carnegie Institute of Washington. Washington DC USA. 512p.

CONAF. 2006. Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Actualización de la Región de los Lagos.

CONAF. 2017. Programa de bioseguridad para isla Choros de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt

Connell J., Sousa W. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. American Naturalist 121(6):789-824.

Convention on Biological Diversity. 1992. Rio declaration on environment and development.

Cornwell W., Ackerly D. 2009. Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California. Ecological Monographs 79(1):109-126.

Correa M. 1988. Colección científica del INTA. Flora Patagónica. Dicotyledones dialipétalas (Oxalidaceae a Cornaceae). Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 381p.

Crisafulli C., Dale V. 2018. Ecological responses to the 1980 eruption of Mount St. Helens: Key lessons and remaining questions. In: Crisafulli C, Dale V (Eds.) Ecological Responses at Mount St. Helens: Revisited 35 years after the 1980 Eruption. Springer. pp. 1-18.

CHILE Ministerio de Bienes Nacionales. 2018. Crea el Parque Nacional Pumalín Douglas Tompkins en las comunas de Cochamó, Hualaihué, Chaitén y Palena, Provincias de Llanquihue y Palena, Región de Los Lagos Decreto N°28

CHILE Ministerio del Medio Ambiente. 2012. Aprueba y oficializa clasificación de especies, según su estado de conservación, Octavo Proceso. Decreto Supremo N°19.

Dale V., Swanson F., Crisafulli C. 2005a. Disturbance, survival, and succession: understanding ecological responses to the 1980 eruption of Mount St. Helens. In: Dale V, Swanson F, Crisafulli C (Eds.) Ecological responses to the 1980 eruption of Mount St. Helens. Springer Science+Business Media, Inc. New York, USA. pp. 3-11.

Dale V., Swanson F., Crisafulli C. 2005b. Ecological perspectives on management of the Mount Saint Helens Landscape. In: Dale V, Swanson F, Crisafulli C (Eds.) Ecological responses to the 1980 eruption of Mount St. Helens. Springer Science+Business Media, Inc. New York, USA. pp. 277 - 286.

DeGraaf R., Yamasaki M. 2003. Options for managing early-successional forest and shrubland bird habitats in the northeastern United States. Forest Ecology and Management 185(1):179-191.

Del Moral R. 2007. Limits to convergence of vegetation during early primary succession. Journal of Vegetation Science 18(4):479-488.

Del Moral R., Grishin S. 1999. Volcanic disturbances and ecosystem recovery. In: Walker L (Eds.) Ecosystems of disturbed ground. pp. 137-160.

Del Moral R., Wood D., Titus J. 2005. Proximity, microsites, and biotic interactions during early succession. In: Dale V, Swanson F, Crisafulli C (Eds.) Ecological responses to the 1980 eruption of Mount St. Helens. Springer. pp. 93-109.

Díaz M., Armesto J. 2007. Limitantes físicos y bióticos de la regeneración arbórea en matorrales sucesionales de la Isla Grande de Chiloé, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 80(1):13-26.

Diaz S., Cabido M., Casanoves F. 1998. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. Journal of Vegetation Science 9(1):113-122.

Domínguez E., Elvebakk A., Marticorena C., Pauchard A. 2006. Plantas introducidas en el Parque Nacional Torres del Paine, Chile. Gayana Botánica 63(2):131-141.

Donoso C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, Estructura y Dinámica. Editorial Universitaria. Santiago. 484p.

Donoso C., González M., Lara A. 2014. Ecología forestal: bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile. 720p.

Dray S., Choler P., Doledec S., Peres-Neto P., Thuiller W., Pavoine S., ter Braak C. 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. Ecology 95(1):14-21.

Dray S., Legendre P. 2008. Testing the species traits-environment relationships: The Fourth Corner Problem Revisited. Ecology 89(12):3400-3412.

Dufrêne M., Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs 67(345-366.

Ellies A., Grez R., Ramírez C. 1994. Efecto del manejo sobre la estructura del suelo. 13-29p.

Flannigan M., Krawchuk M., de Groot W., Wotton B., Gowman L. 2009. Implications of changing climate for global wildland fire. International Journal of Wildland Fire 18(5):483-507.

Foster D. R., Knight D. H., Franklin J. F. 1998. Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances. Ecosystems 1(6):497-510.

Francis P. 1993. Volcanoes: a planetary perspective. Oxford University Press. Oxford. 452 p.p.

Frenette-Dussault C., Shipley B., Meziane D., Hingrat Y. 2013. Trait-based climate change predictions of plant community structure in arid steppes. Journal of Ecology 101(2):484-492.

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. 280 pp.

Gastó J., Retamal A., Guzmán D. 2000. Proyecto Pumalín: Informe Técnico Santuario de la Naturaleza. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. 468p.

GISD. 2018. Global Invasive Species Database Species profile. http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/ [consulta: 27/11/2018, 2018].

Glavac V. 1996. Vegetationsökologie, Fischer. Jena.

González M., Amoroso M., Lara A., Veblen T., Donoso C., Kitzberger T., Mundo I., Holz A., Casteller A., Paritsis J. 2014. Ecología de disturbios y su influencia en los bosques templados de Chile y Argentina. In: (Eds.) Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile. pp. 411-502.

Guo Z., Li Z., Cui G. 2015. Effectiveness of national nature reserve network in representing natural vegetation in mainland China. Biodiversity and Conservation 24(11):2735-2750.

Gutiérrez A., Armesto J., Aravena J. 2004. Disturbance and regeneration dynamics of an old-

growth North Patagonian rain forest in Chiloé Island, Chile. Journal of Ecology 92(4):598-608.

Guzmán A. 2010. Propuesta metodologica para la caracterizacion de los ecosistemas del Parque Pumalín (Provincia de Palena, Chile) en el contexto de su política de conservación. Memoria para optar al título de Ingeniero en Recursos Naturales Renovables. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 96p.

Harris C., Park K., Atkinson R., Edwards C., Travis J. 2009. Invasive species control: incorporating demographic data and seed dispersal into a management model for *Rhododendron ponticum*. Ecological Informatics 4(4):226-233.

Hauenstein E., Muñoz-Pedreros A., Yañez J., Sanchez P., Moller P., Guiñez B., Gil C. 2009. Flora y vegetación de la Reserva Nacional Lago Peñuelas, Reserva de la Biósfera, Región de Valparaíso, Chile. Bosque 30(3):159-179.

Hauser A. 1997. Catastro y caracterización de fuentes de aguas minerales y termales de Chile. Servicio Nacional de Geología y Minería. Santiago. 77p.

Hendee J., Dawson C. 2009. Wilderness Management Planning. In: (Eds.) Wilderness Management, Stewardship and Protection of Resources and Values. Fulcrum Publishing. Colorado, USA. pp. 195-216.

Hildebrand-Vogel R. 1988. Ersatzgesellschaften des nordwestpatagonischen Lorbeerwaldes in Chile zwischen 42 und 45° s. Br. 1. Flora 180(3-4):161-176.

Hoekstra J. M., Boucher T. M., Ricketts T. H., Roberts C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. Ecology Letters 8(1):23-29.

Holz A., Veblen T. 2012. Wildfire activity in rainforests in western Patagonia linked to the Southern Annular Mode. International Journal of Wildland Fire 21(2):114-126.

Hollingsworth T. N., Johnstone J. F., Bernhardt E. L., Chapin III F. S. 2013. Fire severity filters regeneration traits to shape community assembly in Alaska's boreal forest. PloS one 8(2):e56033.

Innes J. 1992. Structure of evergreen temperate rain forest on the Taitao Peninsula, southern Chile. Journal of Biogeography, 555-562.

Instituto Forestal. 2012. Recursos Genéticos Forestales de Chile. Catastro 2012. Ipinza R, Barros S, Gutiérrez B, Magni C, Torres J (Eds.). 276p.

IUCN. 2000. Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. Approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland.

Jara I. A., Moreno P. I. 2012. Temperate rainforest response to climate change and disturbance agents in northwestern Patagonia (41 S) over the last 2600 years. Quaternary Research 77(2):235-244.

Kelfoun K., Legros F., Gourgaud A. 2000. A statistical study of trees damaged by the 22 November 1994 eruption of Merapi volcano (Java, Indonesia): relationships between ash-cloud surges and block-and-ash flows. Journal of Volcanology and Geothermal Research 100(1-4):379-393.

Kitzberger T., Perry G., Paritsis J., Gowda J., Tepley A., Holz A., Veblen T. 2016. Fire–vegetation feedbacks and alternative states: common mechanisms of temperate forest vulnerability to fire in southern South America and New Zealand. New Zealand Journal of Botany 54(2):247-272.

Lara L. 2009. The 2008 eruption of the Chaitén Volcano, Chile: a preliminary report. Andean Geology 36(1):125-129.

Lara L., Moreno R., Amigo Á., Hoblitt R., Pieron T. 2013. Late Holocene history of Chaitén Volcano: New evidence for a 17th century eruption. Andean Geology 40(2):249-261.

Lara L., Orozco G., Amigo A., Silva C. 2011. Peligros volcánicos de Chile. 13 Carta Geológica de Chile. Servicio Nacional de Geología y Minería. Santiago. 34p.

Le Maitre D., Versfeld D., Chapman R. 2000. Impact of invading alien plants on surface water resources in South Africa: A preliminary assessment. Council for Scientific and Industrial Research, Water Research Commission 26(3):397-408.

Leps J., Smilauer P. 2003. Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 267p.

Leroux S., Rayfield B. 2014. Methods and tools for addressing natural disturbance dynamics in conservation planning for wilderness areas. Diversity and Distributions 20(3):258-271.

Leroux S. J., Schmiegelow F. K., Cumming S. G., Lessard R. B., Nagy J. 2007a. Accounting for system dynamics in reserve design. Ecological Applications 17(7):1954-1966.

Leroux S. J., Schmiegelow F. K., Lessard R. B., Cumming S. G. 2007b. Minimum dynamic reserves: a framework for determining reserve size in ecosystems structured by large disturbances. Biological Conservation 138(3):464-473.

Lipman P., Mullineaux D. 1981. The 1980 eruptions of Mount St. Helens. US Departement of the Interior, US Geological Survey. Washington.

López-Escobar L., Cembrano J., Moreno H. 1995. Geochemistry and tectonics of the Chilean Southern Andes basaltic Quaternary volcanism (37-46 S). Andean Geology 22(2):219-234.

Lourival R., Drechsler M., Watts M. E., Game E. T., Possingham H. P. 2011. Planning for reserve adequacy in dynamic landscapes; maximizing future representation of vegetation communities under flood disturbance in the Pantanal wetland. Diversity and Distributions 17(2):297-310.

Luebert F., Pliscoff P. 2017. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial

Universitaria. 381p.

Lusk C. H. 1999. Long-lived light-demanding emergents in southern temperate forests: the case of Weinmannia trichosperma (Cunoniaceae) in Chile. Plant Ecology 140(1):111-115.

Macarthur R., Levins R. 1967. The Limiting Similarity, Convergence, and Divergence of Coexisting Species. American Naturalist 101(921):377-385.

Mack M., D'Antonio C. 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. Trends in Ecology & Evolution 13(5):195-198.

Major J., Lara L. 2013. Overview of Chaitén volcano, Chile, and its 2008-09 eruption. Andean Geology 40(2):196-215.

Major J., Pierson T., Hoblitt R., Moreno H. 2013. Pyroclastic density currents associated with the 2008-09 eruption of Chaitén volcano (Chile): forest disturbances, deposits, and dynamics. Andean Geology 40(2):324-358.

Margules C. R., Pressey R. L. 2000. Systematic conservation planning. Nature 405(6783):243-253.

Marticorena C. 1990. Contribución a la estadística de la flora vascular de Chile. Gayana Botánica 47(3-4):85-113.

Marticorena C., Rodriguez R. 2001. Flora de Chile. Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 351p.

May F., Giladi I., Ristow M., Ziv Y., Jeltsch F. 2013. Plant functional traits and community assembly along interacting gradients of productivity and fragmentation. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 15(6):304-318.

McCune B., Grace J. 2002. Analysis of ecological communities. MjM software design Gleneden Beach. Oregon. 300p.

McCune B., Mefford M. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6.08 MjM Software. MjM software design. Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

McCune B., Mefford M. 2015. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. MjM Software. Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

McIntosh R. 1999. The succession of succession: A lexycal chronology. Bulletin of the Ecological Society of America 80(4):256-265.

Mermoz M., Kitzberger T., Veblen T. 2005. Landscape influences on occurrence and spread of wildfires in Patagonian forests and shrublands. Ecology 86(10):2705-2715.

Meyn A., White P., Buhk C., Jentsch A. 2007. Environmental drivers of large, infrequent wildfires: the emerging conceptual model. Progress in Physical Geography 31(3):287-312.

Ministerio del Medio Ambiente. 2018. Inventario Nacional de Especies. [en línea] <http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/Default.aspx> [consulta: 16 mayo, 2018].

Mittermeier R., Mittermeier C., Brooks T., Pilgrim J., Konstant W., Da Fonseca G. A., Kormos C. 2003. Wilderness and biodiversity conservation. Proceedings of the National Academy of Sciences 100(18):10309-10313.

Mittermeier R., Myers N., Thomsen J., Da Fonseca G., Olivieri S. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. Conservation Biology 12(3):516-520.

Moore D. 1983. Flora of Tierra del Fuego. Anthony Nelson Ltd. 396p.

Moreno H. 1995. Estudio fotogeológico escala 1:100.000 de los volcanes de la X Región Sur Proyecto Carta Metalogénica de la X Región Sur. Servicio Nacional de Geología y Minería (no publicado).

Mueller-Dombois D., Ellenberg H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons. New York, USA. 547p.

Myers N., Mittermeier R., Mittermeier C., Da Fonseca G., Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403(6772):853-858.

Noble I. R., Slatyer R. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. Vegetatio 43(1-2):5-21.

North M., Franklin J. 1990. Post-disturbance legacies that enhance biological diversity in a Pacific Northwest old-growth forest. Northwest Environmental Journal 6(2):427-429.

Paine R. T., Tegner M. J., Johnson E. A. 1998. Compounded perturbations yield ecological surprises. Ecosystems 1(6):535-545.

Parra M. J., Rodriguez R., Cavieres L., Muñoz-Tapia L., Atala C. 2015. Patrones latitudinales de distribución de las Pteridófitas en Chile continental. Gayana Botánica 72(1):47-57.

Pauchard A. 1999. SNASPE: nuevos desafíos para la conservación biológica. Bosque Nativo (Junio). 5-10p.

Pausas J., Sáez L. 2000. Pteridophyte richness in the NE Iberian Peninsula: biogeographic patterns. Plant Ecology 148(2):195-205.

Peck J. 2010. Multivariate Analysis for Community Ecologists: Step by Step using PC ORD. MjM Software Design. Gleneden Beach Oregon USA. 161p.

Peralta M. 1980. Consideraciones generales para el uso de suelos, principalmente forestales en la región de Alto Palena y Chaitén: X Región. Escuela de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 49p.

Pérez-Harguindeguy N., Díaz S., Garnier E., Lavorel S., Poorter H., Jaureguiberry P., Bret-Harte M., Cornwell W., Craine J., Gurvich D. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. Australian Journal of Botany 61(3):167-234.

Polley H. W., Isbell F. I., Wilsey B. J. 2013. Plant functional traits improve diversity-based predictions of temporal stability of grassland productivity. Oikos 122(9):1275-1282.

Prach K., Walker L. R. 2011. Four opportunities for studies of ecological succession. Trends in Ecology & Evolution 26(3):119-123.

Pressey R., Cabeza M., Watts M., Cowling R., Wilson K. 2007. Conservation planning in a changing world. Trends in Ecology & Evolution 22(11):583-592.

Promis A., Bergh G., Serra M., Cruz G. 2013. Descripción de la flora vascular en el sotobosque de un bosque pantanoso y de una pradera antropogénica húmeda de *Juncus procerus* en el valle del río Cisnes, Región de Aysén, Chile. Gayana Botánica 70(1):164-169.

Quiroz C., Pauchard A., Marticorena A., Cavieres L. A. 2009. Manual de plantas invasoras del centro-sur de Chile. Laboratorio de Invasiones Biológicas Concepción, Chile. 47p.

Ramírez C., Amigo J., San Martín C. 2003. Vegetación pratense litoral y dinámica vegetacional antropogénica en Valdivia, Chile. Agro Sur 31(2):24-37.

Ramírez C., Barrera J., Contreras D., Figueroa H., San Martín C. 1988. Estructura y regeneración del matorral de *Ulex europaeus* en Valdivia, Chile. Medio Ambiente 9(1):143-149.

Ramírez C., San Martín C., San Martín J. 1996. Estructura florística de los bosques pantanosos de Chile sur-central. In: Armesto J., Villagrán C., Arroyo M (Eds.) Ecología de los bosques nativos de Chile. Universitaria. Santiago. pp. 215-234.

Ramírez C., Sandoval V., San Martín C., Álvarez M., Pérez Y., Novoa C. 2012. El paisaje rural antropogénico de Aisén, Chile: Estructura y dinámica de la vegetación. Gayana Botánica 69(2):219-231.

Rayfield B., James P., Fall A., Fortin M. 2008. Comparing static versus dynamic protected areas in the Quebec boreal forest. Biological Conservation 141(2):438-449.

Rivas-Martínez S. 1993. Clasificación bioclimática de la Tierra. Folia Botanica Matritensis 10(1-23.

Romero-Mieres M., González M., Lara A. 2014. Recuperación natural del bosque siempreverde afectado por tala rasa y quema en la Reserva Costera Valdiviana, Chile. Bosque 35(3):257-267.

Rosas M., Espinosa M., Acuña E., Sáez K. 2004. Variación Interanual en producción de semillas de algunas especies arbóreas en Cordillera Pelada, Centro Sur de Chile. Gayana Botánica 61(1):32-41.

Sabatini F., Burton J., Scheller R., Amatangelo K., Mladenoff D. 2014. Functional diversity of

ground layer plant communities in old growth and managed northern hardwood forests. Applied Vegetation Science 17(3):398-407.

Salafsky N., Salzer D., Stattersfield A., Hilton T., Neugarten R., Butchart S., Collen B., Cox N., Master L., O'Connor S. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. Conservation Biology 22(4):897-911.

Sanderson E., Jaiteh M., Levy M., Redford K., Wannebo A., Woolmer G. 2002. The Human Footprint and the Last of the Wild: The human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. BioScience 52(10):891-904.

Segura A. 1999. Sucesión vegetal en depósitos volcánicos del sur de Chile: Una aproximación experimental a dos escalas espaciales. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. 173p.

Seis K., Gärtner S., Donoso P., Reif A. 2014. The effect of small-scale land use on vegetation in the Valdivian Coastal Range (Chile). Community Ecology 15(2):194-204.

SERNAGEOMIN. 2015. Ranking de 90 volcanes activos. http://sitiohistorico.sernageomin.cl/archivos/Ranking-de-Volcanes.pdf [consulta: 28-11-2018, 2018].

SERNAGEOMIN. 2018. Glosario básico para comprender sobre erupciones volcánicas y sus peligros. http://www.sernageomin.cl/red-nacional-de-vigilancia-volcanica/ [consulta: 28-11-2018, 2018].

Serra M. T. 2018. Comunicación personal 11 de junio de 2018, Santiago de Chile.

Soliveres S., Maestre F., Bowker M., Torices R., Quero J., García-Gómez M., Cabrera O., Cea A., Coaguila D., Eldridge D. 2014. Functional traits determine plant co-occurrence more than environment or evolutionary relatedness in global drylands. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 16(4):164-173.

Soliveres S., Maestre F. T. 2014. Plant–plant interactions, environmental gradients and plant diversity: a global synthesis of community-level studies. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 16(4):154-163.

Sousa W. 1984. The role of disturbance in natural communities. Annual Review of Ecology and Systematics 15(1):353-391.

Stern C., Moreno H., López-Escobar L., Clavero J., Lara L., Naranjo J., Parada M., Skewes M., Moreno T., Gibbons W. 2007. Chilean volcanoes. In: Moreno T., Gibbons W. (Eds.) The Geology of Chile. Geologic Society of London. United Kingdom. pp. 149-180.

Steubing L. 2002. Métodos de ecología vegetal. Editorial Universitaria. 345p.

Stubbs W., Bastow J. 2004. Evidence for limiting similarity in a sand dune community. Journal of

Ecology 92(4):557-567.

Swanson F., Jones J., Crisafulli C., Lara A. 2013. Effects of volcanic and hidrologic processes on forest vegetation: Chaitén Volcano, Chile. Andean Geology 40(2):359-391.

Swanson F. J., Crisafulli C. M., Yamaguchi D. K. 2005. Geological and ecological settings of Mount St. Helen before May 18, 1980. In: Dale V, Swanson F, Crisafulli C (Eds.) Ecological responses to the 1980 eruption of Mount St. Helens. Springer Science+Business Media, Inc. New York, USA. pp. 13-26.

Swanson M., Franklin J., Beschta R., Crisafulli C., DellaSala D., Hutto R., Lindenmayer D., Swanson F. 2011. The forgotten stage of forest succession: early successional ecosystems on forest sites. Frontiers in Ecology and the Environment 9(2):117-125.

Tecklin D., DellaSala D., Luebert F., Pliscoff P. 2011. Valdivian temperate rainforests of Chile and Argentina. In: DellaSala D (Eds.) Temperate and Boreal Rainforests of the World: Ecology and Conservation. Island Press. pp. 132-153.

Teillier S. 2018. Pteridophyta - Guía 1 - Curso de botánica sistemática. http://www.chlorischile.cl/cursoonline/guia1/helechos.htm#cyathea [consulta: 5 de junio de 2018, 2018].

Teillier S., Macaya-Berti J., Bonnemaison C., Delaunoy J., Marticorena A. 2013. A contribution to the knowledge of the flora of Huilo Huilo Biological Reserve, Región de Los Ríos, Chile. Gayana Botánica 70(2):195-235.

Teillier S., Marticorena C. 2002. Riqueza florística del Parque Nacional Laguna San Rafael, XI Región, Chile. Boletín del Museo Nacional de Historia Natural de Santiago 51(43-73.

Tepley A., Thomann E., Veblen T., Perry G., Holz A., Paritsis J., Kitzberger T., Anderson-Teixeira K. 2018. Influences of fire–vegetation feedbacks and post-fire recovery rates on forest landscape vulnerability to altered fire regimes. Journal of Ecology 106: 1925–1940.

Thoreau H. D. 1993. Faith in a seed: The dispersion of seeds and other late natural history writings. Island Press. 273p.

Turner M., Baker W., Peterson C., Peet R. 1998. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. Ecosystems 1(6):511-523.

US Congress. 1982. Mount St. Helens National Volcanic Areas, House Committe on Agriculture and House Committee on Interior and Insular Affairs. Public Law 97-243.

USDA Forest Service. 1985. Mount St. Helens National Volcanic Monument. Final Environmental Impact Statement Comprehensive Management Plan. Portland, Oregon. 447p.

USDA Forest Service. 2005. Common Control Measures For Invasive Plants of the Pacific Northwest Region. Washington. 359p.

Valenzuela C. 2011. Tasa de crecimiento del complejo de domos del volcán Chaitén, Período Mayo 2008 - Diciembre 2009. Departamento de Geología. Universidad de Chile. Santiago. 63p.

Veblen M., Donoso C., Kritzberger T., Revertus A. 1996. Ecology of southern Chilean and Agentinian Nothofagus forests. In: Veblen M, Hill R, Read M (Eds.) The ecology and biogeography of Nothofagus forests. Yale University Press. New Heaven. pp. 292-353.

Veblen T. 1985. Forest development in tree-fall gaps in the temperature rain forests of Chile. National Geographic Research 1(2):162-183.

Veblen T., Ashton D. 1978. Catastrophic influences on the vegetation of the Valdivian Andes, Chile. Vegetatio 36(3):149-167.

Veblen T., Kitzberger T., Burns B., Rebertus A. 1995. Perturbaciones y dinámica de regeneración de bosques andinos del sur de Chile y Argentina In: Armesto J, Villagrán C, Arroyo M (Eds.) Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria. Santiago de Chile. pp. 169-198.

Veblen T., Schlegel F., Oltremari J. 1983. Temperate broad-leaved evergreen forests of South America. In: Ovington J. (Eds.) Temperate broad-leaved evergreen forest. Elsevier. Amsterdam. pp. 5-31.

Veblen T. T., González M., Stewart G., Kitzberger T., Brunet J. 2016. Tectonic ecology of the temperate forests of South America and New Zealand. New Zealand Journal of Botany 54(2):223-246.

Videla E. 2014. Análisis del establecimiento de las plantas de regeneración arbórea inicial respecto al efecto de los micrositios y el legado biológico en un sitio perturbado por la erupción del volcán Chaitén. Ingeniero forestal. Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Santiago. 64p.

Villagrán C., Armesto J., Leiva R. 1986. Recolonización postglacial de Chiloé insular: evidencias basadas en la distribución geográfica y los modos de dispersión de la flora. Revista Chilena de Historia Natural 59(1):19-28.

Vitousek P., Antonio C., Loope L., Westbrooks R. 1996. Biological invasions as global environmental change. American Scientist 84(5):218-228.

Vogel A., Hilderbrand-Vogel R., Godoy R. 1994. Auswirkungen eines Aschefalls auf die Vegetation eines Südbuchenwaldes in Westpatagonien. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 23: 177-186.

Walker L., Del Moral R. 2011. Primary Succession. eLS. John Wiley & Sons, Ltd. Chichester.

White P. 1979. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. The Botanical Review 45(3):229-299.

White P., Pickett S. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: Pickett S,

White P (Eds.) The ecology of natural disturbance and patch dinamycs. Academic Press, INC. Florida, USA. pp. 3 -13.

White P. S., Jentsch A. 2001. The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. Progress in Botany 62: 399-450.

White P. S., Schwarz A. E. 1998. Where do we go from here? The challenges of risk assessment for invasive plants. Weed Technology 744-751.

Wiens J. 1985. Vertebrated responses to environmental patchiness in aird and semi arid ecosystems. In: Pickett S, White P (Eds.) The ecology of natural disturbance and patch dinamycs. Academic Press, INC. Florida, USA. pp. 169 -193.

Zar J. 1999. Biostatistical analysis. University of Chicago Press. Nueva Jersey, Estados Unidos. 663p.

Zuloaga F., Morrone M., Belgrano M. 2008. Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur. Missouri Botanical Garden Press. Saint Luis, Missouri. 3486p.

8 APÉNDICES

Apéndice 1 Código básico de información ecológica OIKOS

CÓDIGO BÁSICO DE INFORMACIÓN ECOLÓGICA OIKOS

Altitud (msnm)

01	0-99
02	100-199
03	200-299
04	300-399
05	400-499
06	500-599
07	600-699
08	700-799
09	800-899
10	900-999
11	1000-1099
12	1100-1199
13	1200-1299
14	1300-1399
15	1400-1499
16	1500-1599
17	1600-1699
18	1700-1799
19	1800-1899
20	1900-1999

Geoforma

01	Terraza
02	Llanura
03	Valle
04	Cerro
05	Lomaje
06	Cono
07	Piedemonte
08	Plano

Exposición

01	Plano
02	NO
03	N
04	NE
05	O
06	SO
07	SE
08	S
09	E
10	Indefinida

Posición topográfica

01	Cumbre escarpada
02	Ladera escarpada
03	Cumbre redondeada
04	Altos de ladera
05	Medios de ladera
06	Bajos de ladera
07	Descanso
08	Plano
09	Depresión abierta
10	Fondo de quebrada
11	Depresión cerrada

Tipo de sustrato

01	Terroso
02	Pedregoso
03	Rocoso
04	Arenoso
05	Orgánico
06	Acuoso
07	Arcilloso
08	Salino

Pendiente (%)

01	0-1
02	1-4
03	4-9
04	9-16
05	16-25
06	25-36
07	36-49
08	49-64
09	64-81
10	81-100

Forma de la pendiente

01	Muy cóncava
02	Cóncava
03	Plana
04	Convexa
05	Muy convexa

Pedregosidad superficial (%)

01	Sin piedras
02	1-5
03	5-25
04	25-50
05	50-75
06	75-100

Drenaje natural

01	Excelente
02	Bueno
03	Moderado
04	Malo
05	Muy malo

Cobertura vegetacional (%)

01	<1
02	1-5
03	5-25
04	25-50
05	50-75
06	75-100

Grado de erosión

01	No aparente
02	Ligera
03	Moderada
04	Fuerte

Tipo de erosión

01	No aparente
02	Hídrica por lámina
03	Hídrica por surco
04	Hídrica por cárcava
05	Eólica
06	Rodados
07	Deslizamientos

Causal de erosión

01	Geológica
02	Antrópica

Textura del sustrato

01	Arenoso
02	Areno – franco
03	Areno – limoso
04	Franco - arenoso
05	Franco
06	Limoso
07	Arcilloso
08	Orgánico

Apéndice 2 Rasgos funcionales, categorías y códigos

RASGO FUNCIONAL	CATEGORÍA
Hábito	Árbol
	Arbusto
	Arbusto o árbol
	Subarbusto
	Hierba
Longevidad	Perenne
	Anual
Origen fitogeográfico	Autóctona
	Alóctona
Elemento fitogeográfico	Valdiviano
	Chile Argentina
	Sudamericano
	Cosmopolita
Tipo de reproducción	Semilla
	Comúnmente semilla y rara vegetativa
	Comúnmente vegetativa y rara semilla
	Vegetativa
	Ambas
Modo de polinización	Autogamia
	Anemófila
	Zoófila
Tipo de fruto	Aquenio
	Baya
	Cápsula
	Espora
	Folículos

RASGO FUNCIONAL	CATEGORÍA
Dispersión	Anemocoría
	Endozoocoría
Sistema reproductivo	Monoico
	Dioico
	Hermafrodita
Tipo de hoja	Simple
	Compuesta
Filotaxis	Alterna
	Opuesta
Margen de la hoja	Entero
	Dentado
	Denticulado
	Aserrado
Forma de la hoja	Elíptica
	Lanceolada
	Oblonlanceolada
	Oblonga
Cubierta de la hoja	Glabra
	Glabrescente
	Pubescente
	Lanosa
Número de semillas	Peso en gramos
Altura o largo de tallo máxima	Altura máxima en metros
Fijador de nitrógeno	No
	Si

Apéndice 3 Catálogo de la flora vascular presente en área de explosión lateral, a cuatro años de la erupción del Volcán Chaitén

Nombre científico	Familia	Nombre común	Origen	Hábito	Cobertura	Cobertura relativa	Frecuencia	Frecuencia relativa	Frecuencia (%)	Valor de importancia
Amomyrtus luma (Molina) D. Legrand & Kausel	Myrtaceae	Luma	Nativa	Árbol	89	7	18	5	36	12
Azara lanceolata Hook. f.	Salicaceae	Aromo	Nativa	Arbusto	10	1	7	2	14	3
Baccharis patagonica Hook. & Arn.	Asteraceae	Vautro	Nativa	Arbusto	153	12	24	7	48	19
Blechnum cordatum (Desv.) Hieron.	Blechnaceae	Costilla de vaca	Nativa	Subarbusto	71	6	22	6	44	12
Caldcluvia paniculata (Cav.) D. Don	Cunoniaceae	Tiaca	Nativa	Árbol	51	4	20	6	40	10
Campsidium valdivianum (Phil.) Skottsb.	Bignoniaceae	Canastero	Nativa	Arbusto	31	2	4	1	8	4
Chusquea sp.	Poaceae	Quila	Indeterminado	Hierba perenne	31	2	4	1	8	4
Cirsium vulgare (Savi) Ten.	Asteraceae	Cardo negro	Introducida	Hierba anual	1	0	2	1	4	1
Drimys winteri J.R. Forst. & G. Forst. var. winteri	Winteraceae	Canelo	Nativa	Árbol	1	0	1	0	2	0
Embothrium coccineum J.R. Forst. & G. Forst.	Proteaceae	Notro	Nativa	Árbol	72	6	10	3	20	8
Epilobium puberulum Hook. & Arn.	Onagraceae	Hierba sauce	Nativa	Hierba perenne	89	7	21	6	42	13
Equisetum bogotense Kunth	Equisetaceae	Hierba de la plata	Nativa	Hierba perenne	23	2	2	1	4	2
Eucryphia cordifolia Cav.	Eucryphiaceae	Ulmo	Nativa	Árbol	30	2	24	7	48	9
Festuca sp.	Poaceae	Festuca	Indeterminado	Hierba perenne	1	0	1	0	2	0
Fuchsia magellanica Lam.	Onagraceae	Chilco	Nativa	Arbusto	90	7	14	4	28	11
Gamochaeta chamissonis (DC.) Cabrera	Asteraceae	Gamochaeta	Nativa	Hierba	115	9	41	12	82	21
Gaultheria phillyreifolia (Pers.) Sleumer	Ericaceae	Chaura	Nativa	Arbusto	1	0	1	0	2	0
Griselinia racemosa (Phil.) Taub.	Griseliniaceae	Lamulahuén	Nativa	Arbusto	16	1	4	1	8	2
Gunnera tinctoria	Gunneraceae	Nalca	Nativa	Hierba perenne	23	2	10	3	20	5
Holcus lanatus L.	Poaceae	Pasto miel	Introducida	Hierba anual	11	1	2	1	4	1
Hypochaeris radicata L.	Asteraceae	Hierba del chancho	Introducida	Hierba perenne	5	0	2	1	4	1
Lomatia ferruginea (Cav.) R. Br.	Proteaceae	Fuinque	Nativa	Árbol	1	0	2	1	4	1
Lophosoria quadripinnata (J.F. Gmel.) C. Chr.	Dicksoniaceae	Ampe	Nativa	Subarbusto	174	13	18	5	36	19
Luma apiculata (DC.) Burret	Myrtaceae	Arrayan	Nativa	Árbol	2	0	3	1	6	1
Mitraria coccinea Cav.	Gesneriaceae	Botellita	Nativa	Subarbusto	1	0	1	0	2	0
Nertera granadensis (Mutis ex L. f.) Druce	Rubiaceae	Coralito	Nativa	Hierba perenne	21	2	3	1	6	3
Nothofagus sp.	Nothofagaceae	Coihue	Indeterminado	Árbol	19	1	18	5	36	7
Polypogon australis Brongn.	Poaceae	Polipogon	Nativa	Hierba perenne	3	0	1	0	2	0
Ribes magellanicum Poir. ssp. magellanicum	Grossulariaceae	Zarzaparrilla	Nativa	Arbusto	10	1	1	0	2	1
Senecio sylvaticus L.	Asteraceae	Senecio	Introducida	Hierba anual	10	1	4	1	8	2
Sticherus squamulosus (Desv.) Nakai var. squamulosus	Gleicheniaceae	Yerba loza	Endémica	Hierba perenne	2	0	3	1	6	1
Tepualia stipularis (Hook. & Arn.) Griseb.	Myrtaceae	Tepu	Nativa	Árbol	14	1	5	1	10	3
Uncinia tenuis Poepp. ex Kunth	Cyperaceae	Quinquina	Nativa	Hierba perenne	8	1	3	1	6	1
Weinmannia trichosperma Cav.	Cunoniaceae	Tineo	Nativa	Árbol	119	9	47	14	94	23

Apéndice 4 Información sobre cobertura y frecuencia de especies según comunidades vegetales

Tabla 10. Información sobre frecuencia, cobertura y valores de importancia de las especies que conforman el matorral de *Baccharis patagonica*

ESPECIES	FRECUENCIA	FRECUENCIA RELATIVA	FRECUENCIA %	COBERTURA	COBERTURA RELATIVA	VALOR DE IMPORTANCIA
Baccharis patagonica	11	15	100	140	43	58
Weinmannia thrichosperma	11	15	100	35	11	26
Gamochaeta chamissonis	7	10	64	25	8	17
Epilobium puberulum	3	4	27	42,5	13	17
Lophosoria quadripinnata	3	4	27	25	8	12
Caldcluvia paniculata	6	8	55	9	3	11
Chusquea sp.	2	3	18	20	6	9
Blechnum cordatum	4	6	36	8	2	8
Nothofagus sp.	5	7	45	2,5	1	8
Gunnera tinctoria	3	4	27	3,5	1	5
Amomyrtus luma	3	4	27	1,5	0	5
Uncinia tenuis	2	3	18	5	2	4
Eucryphia cordifolia	2	3	18	3	1	4
Azara lanceolata	2	3	18	1	0	3
Fuchsia magellanica	2	3	18	1	0	3
Gricelinia racemosa	1	1	9	2,5	1	2
Senecio sylvaticus	1	1	9	2,5	1	2
Embothrium coccineum	1	1	9	0,5	0	2
Luma apiculata	1	1	9	0,5	0	2
Cirsium vulgare	1	1	9	0,5	0	2
Nertera granadensis	1	1	9	0,5	0	2

Tabla 11. Información sobre frecuencia, cobertura y valores de importancia de las especies que conforman el matorral de *Amomyrtus luma*

ESPECIES	FRECUENCIA	FRECUENCIA RELATIVA	FRECUENCIA %	COBERTURA	COBERTURA RELATIVA	VALOR DE IMPORTANCIA
Amomyrtus luma	6	15	100	75	48	63
Weinmannia thrichosperma	6	15	100	11	7	22
Nothofagus sp.	6	15	100	9	6	20
Campsidium valdivianum	2	5	33	20	13	18
Gamochaeta chamissonis	5	12	83	8,5	5	18
Eucryphia cordifolia	4	10	67	4	3	12
Blechnum cordatum	2	5	33	10,5	7	12
Embothrium coccineum	1	2	17	10	6	9
Baccharis patagonica	2	5	33	3	2	7
Tepualia stipularis	2	5	33	1	1	6
Epilobium puberulum	1	2	17	2,5	2	4
Caldcluvia paniculata	1	2	17	0,5	0	3
Lomatia ferruginia	1	2	17	0,5	0	3
Gricelinia racemosa	1	2	17	0,5	0	3
Festuca sp.	1	2	17	0,5	0	3

Tabla 12. Información sobre frecuencia, cobertura y valor de importancia de las especies que conforman el herbazal de *Blechnum cordatum*

ESPECIES	FRECUENCIA	FRECUENCIA RELATIVA	FRECUENCIA %	COBERTURA	COBERTURA RELATIVA	VALOR DE IMPORTANCIA
Fuchsia magellanica	6	6	55	70,5	20	26
Embothrium coccineum	6	6	55	60,5	17	23
Blechnum cordatum	9	9	82	45	12	22
Weinmannia thrichosperma	11	12	100	23,5	7	18
Gamochaeta chamissonis	9	9	82	20,5	6	15
Lophosoria quadripinnata	6	6	55	28	8	14
Caldcluvia paniculata	5	5	45	16	4	10
Eucryphia cordifolia	6	6	55	11	3	9
Equ_bog	2	2	18	22,5	6	8
Gunnera tinctoria	4	4	36	13,5	4	8
Baccharis patagonica	5	5	45	4,5	1	7
Azara lanceolata	3	3	27	8	2	5
Amomyrtus luma	4	4	36	4	1	5
Rib_mag	1	1	9	10	3	4
Nothofagus sp.	3	3	27	1,5	0	4
Sti_squ	3	3	27	1,5	0	4
Senecio sylvaticus	2	2	18	5	1	3
Epilobium puberulum	2	2	18	5	1	3
Luma apiculata	2	2	18	1	0	2
Hipochaeris radicata	1	1	9	2,5	1	2
Pol_aus	1	1	9	2,5	1	2
Uncinia tenuis	1	1	9	2,5	1	2
Lomatia ferruginia	1	1	9	0,5	0	1
Campsidium valdivianum	1	1	9	0,5	0	1
Mitraria coccinea	1	1	9	0,5	0	1

Tabla 13. Información sobre frecuencia, cobertura y valor de importancia de las especies del herbazal de *Lophosoria quadripinnata*

ESPECIES	FRECUENCIA	FRECUENCIA RELATIVA	FRECUENCIA %	COBERTURA	COBERTURA RELATIVA	VALOR DE IMPORTANCIA
Lophosoria quadripinnata	6	16	100	117,5	62	77
Weinmannia thrichosperma	6	16	100	22,5	12	28
Gamochaeta chamissonis	5	13	83	12,5	7	20
Epilobium puberulum	4	11	67	17,5	9	20
Eucryphia cordifolia	4	11	67	4	2	13
Amomyrtus luma	2	5	33	3	2	7
Gunnera tinctoria	2	5	33	3	2	7
Blechnum cordatum	2	5	33	3	2	7
Caldcluvia paniculata	2	5	33	1	1	6
Nothofagus sp.	1	3	17	2,5	1	4
Fuchsia magellanica	1	3	17	2,5	1	4
Drimys winteri	1	3	17	0,5	0	3
Embothrium coccineum	1	3	17	0,5	0	3
Holcus lanatus	1	3	17	0,5	0	3

Tabla 14. Información sobre frecuencia, cobertura y valor de importancia de las especies del herbazal de *Gamochaeta chamissonis*

ESPECIES	FRECUENCIA	FRECUENCIA RELATIVA	FRECUENCIA%	COBERTURA	COBERTURA RELATIVA	VALOR DE IMPORTANCIA
Gamochaeta chamissonis	14	17	100	48	28	45
Weinmannia thrichosperma	13	16	93	26,5	15	31
Epilobium puberulum	11	13	79	21,5	12	26
Nertera granadensis	2	2	14	20,5	12	14
Eucryphia cordifolia	7	9	50	5,5	3	12
Baccharis patagonica	6	7	43	5	3	10
Fuchsia magellanica	4	5	29	6	3	8
Blechnum cordatum	4	5	29	4	2	7
Caldcluvia paniculata	4	5	29	4	2	7
Holcus lanatus	1	1	7	10	6	7
Lophosoria quadripinnata	3	4	21	3,5	2	6
Nothofagus sp.	3	4	21	3,5	2	6
Amomyrtus luma	2	2	14	3	2	4
Gricelinia racemosa	1	1	7	2,5	1	3
Hipochaeris radicata	1	1	7	2,5	1	3
Senecio sylvaticus	1	1	7	2,5	1	3
Tepualia stipularis	1	1	7	2,5	1	3
Azara lanceolata	1	1	7	0,5	0	2
Chusquea sp.	1	1	7	0,5	0	2
Cirsium vulgare	1	1	7	0,5	0	2
Embothrium coccineum	1	1	7	0,5	0	2