



Universidad Austral de Chile  
*Conocimiento y Naturaleza*

# **Composición florística vascular de los bosques de referencia de las islas menores del Archipiélago de Chiloé, Región de Los Lagos.**

Profesor patrocinante: Sr. Jan Bannister Hepp

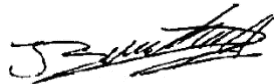
Trabajo de Tesina presentado como parte  
de los requisitos para optar al Título de  
**Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales**

**FRANCISCO JESÚS IGNACIO RUIZ MUÑOZ**  
VALDIVIA  
2024

## I. Calificación del Comité de Titulación

	<b>Nota</b>
Patrocinante: Sr. Jan Bannister Hepp	___ 5,7 ___
Informante: Sra. Natalia Carrasco Farias	___ 6,1 ___
Informante: Sr. Iván Diaz Romero	___ 6,8 ___

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma contemplados en el Reglamento de Titulación de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.



---

Sr. Jan Bannister H.

## **II. Agradecimientos**

Deseo expresar mi profundo agradecimiento al Dr. Jan Bannister y a la Dra. Natalia Carrasco, cuyo conocimiento y guía fueron fundamentales para mi desarrollo profesional y la culminación de esta investigación. A mi amigo y compañero de campo, Danilo Melo, cuya energía y profesionalismo hicieron más llevadero el trabajo en terreno, generando un ambiente de camaradería que enriqueció este proyecto. A la señora Margarita de la isla Talcán y a la señora Nancy de la isla Butachauques, por su hospitalidad, acogida y por hacernos sentir como en casa durante nuestra estancia en las islas. Agradezco también a los miembros del Instituto Forestal oficina Chiloé por los recursos y el entorno académico brindado. Finalmente, pero no menos importante, a mi familia, por su amor incondicional y apoyo en todo momento.

A todos ustedes, mi más sincero agradecimiento.

Francisco R.

### III. Dedicatoria

*A mi madre, Carolina Ruiz*  
*a mis abuelos, Teófila y Francisco*  
*a mi familia, Javiera y Oliver*  
*y en especial a mí*

A mí la lluvia no me asusta,  
menos el viento  
barro y pasto  
no cemento  
es el suelo  
donde  
crecí  
yo

#### **IV. Resumen**

Los ecosistemas boscosos del tipo siempreverde en el Archipiélago de Chiloé dan cuenta de una historia de uso con carácter extractivo de sus recursos madereros y no madereros. La fragmentación y degradación han reducido drásticamente su cobertura original, por tanto, la urgencia de restaurar estos bosques es esencial para asegurar la sustentabilidad de las comunidades humanas y la biodiversidad a largo plazo. El objetivo general del estudio fue determinar atributos composicionales relacionados con la comunidad de especies vasculares epifitas y terrestres, que permitan caracterizar el bosque de referencia de las islas Talcán, Butachauques y Lemuy, considerando distintos estados sucesionales. En los bosques de cada isla se identificaron tres estados sucesionales. Para cada estado se muestrearon tres sitios y en cada sitio se hicieron cinco parcelas. Para el caso de la vegetación vascular terrestre las parcelas fueron de 1 m<sup>2</sup> y se estimó la cobertura con respecto a la escala de abundancia/dominancia de Braun-Blanquet (1932) modificada con Londo. En el caso de la vegetación epifita se muestrearon árboles evaluando la cobertura en centímetros a cuatro alturas (50-100-150-200 cm) del fuste hospedero. Se identificaron 65 especies vasculares, destacando una significativa cantidad de especies nativas y especies endémicas. Los claros de bosque presentaron una mayor riqueza y diversidad de especies vasculares seguido de los bosques adultos, y por último, los renovales. Se espera que los datos proporcionados sean una base para orientar futuros proyectos de restauración ecológica, como también, estrategias para motivar a la comunidad local a conservar y preservar la flora insular.

**Palabras claves:** Restauración ecológica, Ecosistemas de referencia, Bosques insulares, Archipiélago de Chiloé, Vegetación vascular.

## Índice de materias

Página

I.	Calificación del comité de titulación .....	I
II.	Agradecimientos .....	II
III.	Dedicatoria .....	III
IV.	Resumen.....	IV
1.	INTRODUCCIÓN .....	1
2.	ESTADO DEL ARTE.....	2
2.1	BOSQUES SIEMPREVERDES DEL ARCHIPIÉLAGO DE CHILOÉ.....	2
2.2	DIVERSIDAD DE ESPECIES VASCULARES.....	3
2.3	RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Y MODELOS DE REFERENCIA .....	5
3.	MÉTODOS .....	6
3.1	ÁREA DE ESTUDIO .....	6
3.2	DISEÑO DE MUESTREO.....	8
3.3	PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS DE DATOS .....	10
4.	RESULTADOS .....	12
4.1	OBJETIVO ESPECÍFICO 1 .....	12
4.2	OBJETIVO ESPECÍFICO 2.....	15
4.3	OBJETIVO ESPECÍFICO 3.....	23
5.	DISCUSIÓN .....	34
6.	CONCLUSIONES .....	39
7.	REFERENCIAS.....	42
8.	ANEXOS .....	49

## 1. INTRODUCCIÓN

La historia de uso de los bosques siempreverdes presentes en el Archipiélago de Chiloé, y en particular en las islas menores, reflejan una considerable fragmentación y degradación causado por el constante extractivismo de sus recursos forestales madereros y no madereros, bajo criterios que limitan su capacidad de recuperación, originando de ello alteraciones en el funcionamiento de los ecosistemas, incrementando la pérdida de biodiversidad e incluso provocando que éstos se vean vulnerables a las condiciones ambientales extremas y limitando su potencial de adaptación frente al cambio climático. Además, el restablecimiento normal del bosque es demasiado lento o simplemente no ocurrirá, por lo que se deben efectuar actividades de restauración ecológica con el fin de iniciar o acelerar la recuperación de dichos ecosistemas.

En el Archipiélago aún existen algunas formaciones boscosas antiguas con mínima perturbación humana, las cuales, equivalen a puntos útiles para evaluar los efectos que ha producido el uso y manejo de estos bosques. Para esto, lo primero que se debe considerar es caracterizar los bosques, de acuerdo a sus niveles de degradación utilizando un modelo denominado ecosistema de referencia. Generalmente, los ecosistemas de referencia representa una versión no degradada del ecosistema completo con su flora, fauna y otra biota, componentes abióticos, funciones, procesos y etapas sucesionales que pudieron haber existido en el sitio de restauración si no se hubiera producida la degradación y ajustado para adaptarse a las condiciones ambientales cambiantes y anticipadas (Gantt *et al.* 2019).

Es en este contexto que el siguiente estudio tiene como objetivo general determinar atributos composicionales relacionados con la comunidad de especies vasculares epífitas y terrestres, que permitan caracterizar el bosque de referencia de las islas Talcán, Butachauques y Lemuy, en el Archipiélago de Chiloé, Región de Los Lagos, Chile.

### 1.1 Objetivos específicos:

1. Definir la composición florística en los bosques siempreverdes de las islas menores del Archipiélago de Chiloé a lo largo de distintos estados sucesionales, incluyendo la comunidad de especies terrestres y epífitas encontradas.

2. Evaluar la riqueza y diversidad de las comunidades de especies vasculares epifitas y terrestres a lo largo de tres distintos estados sucesionales del bosque de referencia (bosque adulto, claros de bosque y renovales).
3. Evaluar el cambio de uso de suelo (matorral y pradera) sobre la riqueza y diversidad de comunidades de especies vasculares terrestres y epifitas en relación con el bosque de referencia.

## 2. ESTADO DEL ARTE

### 2.1 Bosques siempreverdes del archipiélago de Chiloé

El contexto histórico de las formaciones boscosas se remontan al último periodo de la era Cenozoica denominado Cuaternario, el cual comprende los periodos Pleistoceno (2,5 millones a 11.000 años AP) y el Holoceno (los últimos 11.500 años). Durante el Último Máximo Glacial (UMG), a finales del Pleistoceno, una serie de glaciaciones cubrieron al menos el 30% del planeta. En el sur de Chile tuvo lugar la Glaciación Llanquihue, la cual llegó hasta el Archipiélago de Chiloé a través de lenguas glaciares provenientes del valle andino, que al fusionarse formaron un largo sistema de morrenas los cuales lograron posicionarse a los pies de la Cordillera de la Costa de la Isla Grande alcanzando su máxima extensión entre los 24.000 y 18.000 años AP (Denton *et al.* 1999). Los únicos lugares que no fueron cubiertos por las grandes masas de hielo ocurrieron en la Cordillera de la Costa y el extremo norte de la Isla Grande, siendo el refugio de diversas taxas higrófilas resistentes al frío singulares del bosque Norpatagónico Subantártico durante los miles de años que duró el periodo glacial (Bannister *et al.* 2018). Al llegar el Holoceno temprano las condiciones climáticas comenzaron a tornarse más cálidas generando el deshielo glacial y la posterior desocupación de estas grandes masas de hielo, comenzando el proceso de expansión y colonización de los bosques del tipo Norpatagónico y Valdiviano hacia los sectores bajos de la isla y la depresión intermedia (Villagrán 2001, Villagrán e Hinojosa 2005).

Las formaciones del tipo Norpatagónico se encuentra en sitios poco profundos ya sea en “Ñadis” o sobre suelos metamórficos con drenaje más restringido especialmente en la mitad sur del archipiélago (Cordillera de Pirulil) o en las laderas altas de la Cordillera de Piuchué. (Bannister *et al.* 2018), en terrenos altos por sobre los 400 metros sobre el nivel del mar (Gutiérrez *et al.* 2009). Entre las especies forestales características de estos bosques se encuentran *Weinmannia trichosperma* (Tineo), *Nothofagus nitida* (Coigüe de Chiloé). Las formaciones de tipo Valdiviano aparecen en el Holoceno temprano desde

refugios costeros situados más al norte (Bannister *et al.* 2018). Se originan de suelos con buen drenaje, frecuentemente en sobre suelos “Trumaos” del Norte y Este de la isla Grande de Chiloé y sus islas orientales sobre sedimentos marinos o cauces de ríos cercanos al mar a lo largo de todo el perímetro de las islas (Bannister *et al.* 2018), bajo los 400 metros sobre el nivel del mar (Gutiérrez *et al.* 2009).

Actualmente, los bosques siempreverdes del Archipiélago de Chiloé (41° S y 43° S) que pueblan el territorio se encuentran condicionados a la ausencia de grandes alteraciones naturales (Armesto & Figueroa 1987, Lumley & Switsur 1993). Estas formaciones funcionan bajo el modelo de dinámica de claros (Armesto *et al.* 1987), el cual ha favorecido el establecimiento de especies pioneras que toleran cierta sombra y otras de mayor tolerancia, durante cientos de años (Gutiérrez *et al.* 2008, Bannister *et al.* 2013).

Las formaciones boscosas de las islas menores del Archipiélago de Chiloé no son idénticas a la isla grande (Villagrán 1985), debido a que se encuentran condicionadas a la ausencia de *Eucryphia cordifolia* (Ulmo) (Armesto & Figueroa 1987). Sin embargo, otros autores como Grenier (1984) observa una excepción en la Isla Lemuy, pues destaca la presencia de un bosque original de *Nothofagus dombeyi* (Coihue común) y *Eucryphia cordifolia* (Ulmo) típico de las formaciones de tipo valdiviano que son propias del norte de la Isla Grande.

En cuanto a la cobertura del suelo, solo el 43% de la superficie total de las islas menores está cubierta con algún tipo de bosque y el 80% de las islas tiene menos de un 10% de su superficie con bosques en condiciones de relativa buena conservación, con bosque adulto denso o adulto-renoval (CONAF 2017). Del mismo catastro se infiere que, la degradación es grave, ya que el 74% de los bosques remanentes no tienen características de bosque adulto, los cuales, son compuestos por árboles con una edad mayor a 200 años y una escasa evidencia de intervención antrópica (Aiba *et al.* 2001, Wirth *et al.* 2009). Por otra parte, Cáceres *et al.* (2023) menciona que en particular las islas menores de la provincia de Chiloé, los bosques siempreverdes de tipo valdiviano dominan con 26.346 ha, abarcando el 76% del total en las islas de Chiloé. Los de tipo norpatagónico poseen 8.151 ha (23%) y la mezcla de estos equivale a 196 ha (1%).

## 2.2 Diversidad de especies vasculares

Al interior de los bosques templados del sur de Chile se generan interacciones específicas entre factores abióticos como la luz, la humedad relativa del aire y la capacidad del bosque de captar neblina, lo cual, permite el establecimiento de una gran diversidad de especies epifitas vasculares y no vasculares

(Arroyo *et al.* 1995, Benzing 2008, Villagrán 2020, Wolf 1993, Zotz 2013). Las especies epífitas son plantas que crecen sobre otras sin ser parásitas, dependientes de la humedad atmosférica, como también de sus adaptaciones para captar y almacenar agua (Benzing 2008). Estas especies son un componente importante en la biodiversidad, debido a su contribución a la riqueza y biomasa (Gentry & Dodson 1987, Hofstede *et al.* 1993, Krömer *et al.* 2005). Además debido a su intrínseca sensibilidad a los cambios de las condiciones climáticas y en la condición de conservación del bosque (Benzing 1998, Barthlott *et al.* 2001, Nadkarni & Solano 2002, Köster *et al.* 2009, Zotz & Bader 2009) estas especies son consideradas buenos indicadores de la calidad de sus hábitats (Turner *et al.* 1994). Por lo tanto, la alteración y pérdida de sus hábitats a causa de acciones humanas, reducen la riqueza de especies y cambian la composición de sus comunidades (Turner *et al.* 1994, Barthlott *et al.* 2001, Wolf 2005, Krömer *et al.* 2007, Köster *et al.* 2009, Larrea & Werner 2010, Köster *et al.* 2011).

En el Archipiélago de Chiloé se alberga uno de los puntos calientes mundiales de riqueza epífita no vascular, poseyendo dos tercios de las especies hepáticas y antocerotes endémicas de la zona chileno-argentino del sur de Sudamérica (Villagrán 2020). Por otra parte, entre los epífitos vasculares se destaca la familia de helechos *Hymenophyllaceae*, compuesta por 24 especies, siendo el género *Hymenophyllum* uno de los más diversos (Vergara 2013) con 19 especies de las cuales 5 son de origen endémico (Rodríguez & Marticorena 1995).

Cuadro 1. Índices de diversidad utilizados y su interpretación.

Índices	Interpretación
Riqueza de especies	Indica cuántas especies diferentes están presentes en la comunidad.
Índice de Shannon	Mide la diversidad de especies teniendo en cuenta tanto la abundancia como la equitatividad (distribución de abundancias relativas). Valores más altos indican mayor diversidad.
Índice de Pielou	Mide la equitatividad de la distribución de las abundancias relativas de las especies. Valores más cercanos a 1 indican una distribución más equitativa.
Índice de Simpson	Mide la dominancia en la comunidad, es decir, la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie. Valores más cercanos a 0 indican una comunidad menos dominada por unas pocas especies dominantes.

Los índices de diversidad (ver Cuadro 1) son herramientas fundamentales en ecología para describir la biodiversidad de una comunidad y evaluar cómo las especies se distribuyen dentro de ella. Estos

índices no solo cuantifican el número de especies presentes (riqueza de especies), sino que también consideran la abundancia relativa de cada especie, es decir, cómo se distribuyen los individuos entre las distintas especies. En conjunto, estos índices permiten tener una visión cuantitativa de la diversidad, que es clave para interpretar la salud de un ecosistema, su grado de intervención humana o su capacidad de regeneración.

### **2.3 Restauración ecológica y modelos de referencia**

La extensa historia de uso por más de 500 años los bosques de la Isla Grande y en gran medida los que cubren el suelo del Chiloé insular, han perdido su capacidad de resiliencia y sostenibilidad en el tiempo (Bannister 2019), reflejo del fuerte extractivismo de sus recursos forestales madereros y no madereros que ha ocurrido principalmente en sitios de baja pendiente ( $<10^\circ$ ), producto del clareo de bosques para la habilitación ganadera, agrícola y la producción de leña (Echeverría *et al.* 2008). Esto ha generado que múltiples ecosistemas modifiquen su funcionamiento, generando desequilibrios en la regulación del clima y vulnerable frente a perturbaciones naturales y eventos meteorológicos extremos (FAO & GTIS 2015).

La restauración ecológica surge como solución ante la intensa degradación en la que se encuentran los ecosistemas, de esta forma un ecosistema requiere ser restaurado ya que este se ha dañado o transformado de tal forma que no logra recuperar su estado anterior a la perturbación o bien seguir la trayectoria histórica del ecosistema (Gann *et al.* 2019). Para orientar los esfuerzos de restauración y garantizar su éxito, se deben definir modelos de referencia, dicho modelo debe describir en base a información empírica atributos específicos del ecosistema, simulando la condición ecológica aproximada inicial en la cual se encontraría el sitio antes de ocurrida la perturbación, a esto se le conoce como ecosistema de referencia (Gann *et al.* 2019). El ecosistema de referencia generalmente representa una versión no degradada del ecosistema completo con su flora, fauna y otra biota, componentes abióticos, funciones, procesos y etapas sucesionales que pudieran haber existido en el sitio de restauración si no se hubiera producido la degradación y ajustado para adaptarse a las condiciones ambientales cambiantes o anticipadas (Gann *et al.* 2019).

La restauración ecológica en estas áreas busca revertir los efectos negativos de la perturbación antropogénica y recuperar la funcionalidad del ecosistema. Algunas estrategias incluyen: 1) Control de Especies Invasoras: implementar medidas para controlar y erradicar las especies invasoras, permitiendo

que las nativas recuperen su nicho ecológico (González *et al.* 2019). 2) Reforestación y Reintroducción de Especies: plantar especies nativas y reintroducir especies endémicas para restaurar la biodiversidad y la estructura del hábitat (Miller & Hobbs 2007). 3) Manejo del Suelo y Agua: mejorar las prácticas de manejo del suelo y el agua para reducir la erosión, aumentar la infiltración de agua y restaurar los ciclos de nutrientes (Pyšek & Richardson 2010). 4) Monitorización y Adaptación: realizar un seguimiento continuo de la recuperación del ecosistema y adaptar las estrategias de restauración según los resultados obtenidos (González *et al.* 2019).

En cuanto al manejo actual de los ecosistemas de Chiloé, ya sean acciones de conservación o restauración, se encuentran basadas en información de ecosistemas similares pero ubicados hacia el norte del Archipiélago, por lo que presentan un origen y dinámica diferente siendo estas acciones no adecuadas para el manejo de los bosques insulares (Bannister *et al.* 2016). Sin embargo, aún existen algunas formaciones boscosas antiguas con mínima perturbación humana, las cuales equivalen a puntos de referencia útiles para evaluar los efectos que han producido el uso y manejo de estos bosques.

### **3 MÉTODOS**

#### **3.1 Área de estudio**

El área de estudio comprende las 115 islas menores distribuidas en la provincia de Chiloé (sin incluir la Isla Grande), Llanquihue y Palena. Sin embargo, para fines prácticos fueron seleccionadas las islas Butachauques, Lemuy y Talcán (ver Figura 1), debido a la presencia de bosques en buen estado de conservación, los que ya han desaparecido en otras islas pequeñas del Archipiélago.

Estas islas se sitúan en la vertiente oriental de la Isla Grande, entre los Golfos Ancud y el Corcovado, abarcando la transición entre las regiones biogeográficas templadas norte y sur (Bannister 2012). Di Castri & Hajek (1976) clasifica el área como un clima templado con fuerte influencia oceánica con una humedad relativa cercana al 80% y una temperatura media de entre 10,6°C y 11,6°C.

La isla Butachauques (42°17'34"S 73°06'24"O) abarca una superficie de 45,9 kilómetros cuadrados y administrativamente se ubica en la provincia de Chiloé, comuna de Quemchi. La superficie forestal presente en el territorio contempla 677.16 ha de bosque adulto y 2094.78 ha de renovales, dando un total de 2771.94 ha de bosques. Las zonas afectadas por el cambio de uso del suelo equivalen a 278.95 ha de matorrales y 1160.91 ha de praderas, que en conjunto conforman 1439.86 ha (CONAF 2013). Por otra

parte, los resultados del Censo de Población y Vivienda realizado en el 2017 indican que su población total es de 582 personas y 289 viviendas. Los datos se obtuvieron en un rodal de bosque ubicado en el sector Maluco.

La isla Lemuy ( $42^{\circ}36'00''S$   $73^{\circ}40'00''O$ ) abarca una superficie de 95,9 kilómetros cuadrados la cual se encuentra administrativamente en la provincia de Chiloé, comuna de Puqueldón. La superficie forestal presentes en el territorio contempla 431.09 ha de bosques Adulto/Renoval y 3161.84 ha de renovales que en conjunto abarcan 3592.93 ha de bosques. Además existen 9.76 ha de plantaciones adultas de *Eucaliptus nitens* y 7.4 ha de bosques mixtos entre plantaciones y especies nativas. Las zonas afectadas por el cambio de uso del suelo equivalen a 659 ha de matorrales y 5030.3 ha de praderas, dando un total de 5689.3 ha (CONAF 2013). Por otra parte, los resultados del Censo de Población y Vivienda realizado en el 2017 indican que su población total es de 3.921 personas y 1.641 viviendas. Los datos se obtuvieron en un rodal de bosque ubicado en el sector Pindal, al interior de la reserva privada del mismo nombre.

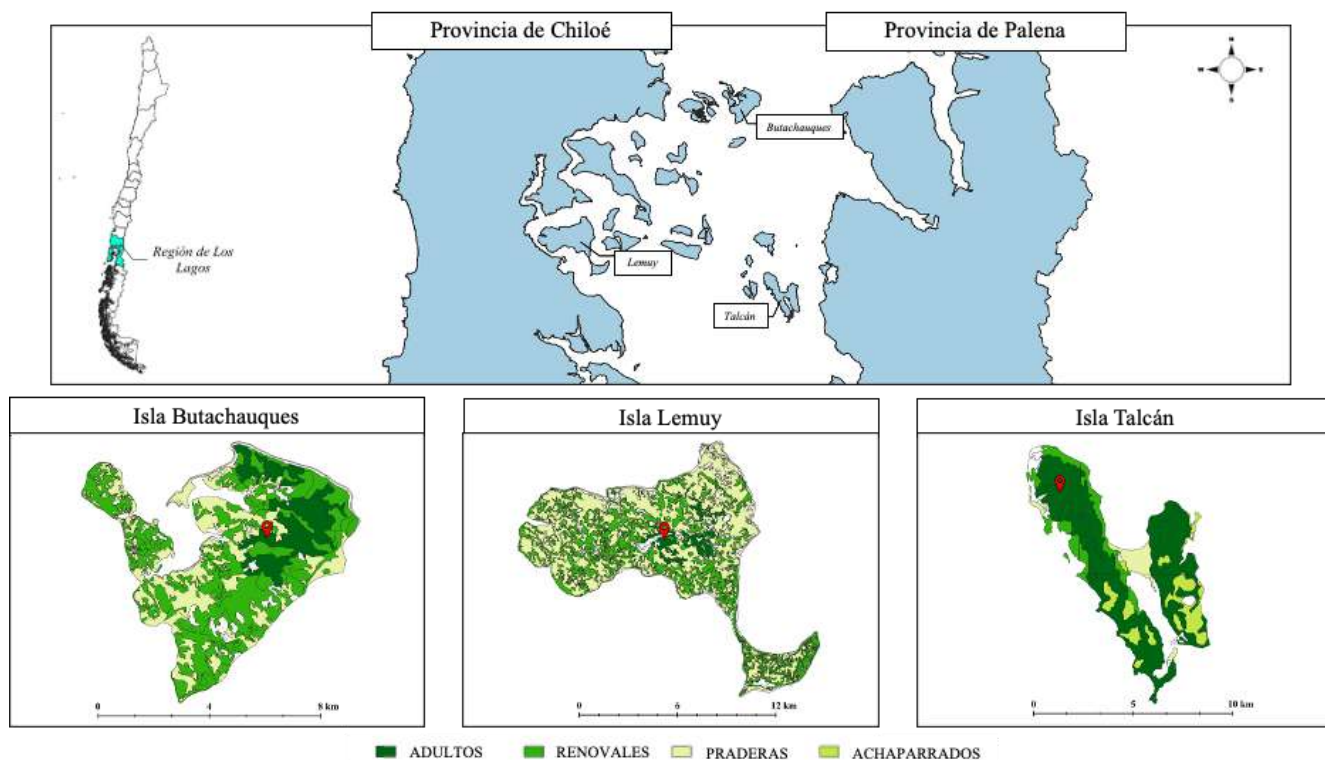


Figura 1. Mapa del área de estudio. Ubicación del rodal de bosque muestreado y la cobertura según su estructura forestal, obtenidos del catastro vegetacional del 2013 de CONAF.

La isla Talcán ( $42^{\circ}42'19''S$   $73^{\circ}01'14''O$ ) abarca una superficie de 45,6 kilómetros cuadrados y administrativamente se ubica en la provincia de Palena, comuna de Chaitén. La superficie forestal presentes en el territorio contempla 2586.77 ha de bosque adulto, 215.58 de bosques adulto/renoval,

562.37 de bosques achaparrados y 515.28 ha de renovales, lo que en conjunto son 3880 ha de bosques. Las zonas afectadas por el cambio de uso del suelo equivalen a 113.59 ha de matorrales y 244.64 ha de praderas, lo que en conjunto suman 358.23 ha (CONAF 2013). Por otra parte, los resultados del Censo de Población y Vivienda realizado en el 2017 indican que su población total es de 132 personas y 46 viviendas. Los datos se obtuvieron en un rodal de bosque ubicado en el sector Talcán Oeste.

### 3.2 Diseño de muestreo

Al seleccionar el rodal de interés que cumpliera con abarcar una hectárea de bosque original, se ubicaron tres sitios por cada uno de los tres estados sucesionales estudiados. En este caso, tres sitios de bosques adultos, claros de bosques y renovales. En ellos se llevaron a cabo los muestreos de vegetación terrestre y vegetación epífita. De la misma manera se replicó para los sitios de cambio de uso de suelo como los matorrales y praderas (ver Cuadro 2).

Cuadro 2. Estados sucesionales de la dinámica del bosque y de perturbaciones antropogénicas.

Concepto	Interpretación
Bosque adulto	Formación con cobertura completa de copas y estructura diamétrica multiestratificada.
Renoval	Formación secundaria de árboles juveniles, provenientes de regeneración natural.
Claro	Pequeñas aperturas del dosel dominante dentro del bosque.
Matorral	Campo caracterizado por una vegetación dominada por arbustos y matas.
Pradera	Terrenos llanos cubiertos de pastizales y de hierbas de tipo gramíneas, casi sin árboles.

#### 3.2.1 Vegetación vascular terrestre

Para el muestreo de vegetación vascular terrestre (ver Anexo 1) se establecieron al azar cinco parcelas de 1m<sup>2</sup> por sitio (total 15 parcelas por estado sucesional). En cada una, se identificó las especies vasculares y se estimó de manera visual un valor relativo a un porcentaje de cobertura con respecto a la escala de abundancia-dominancia de Braun-Blanquet (1932) modificada con Londo (ver Cuadro 3). Las parcelas al azar se establecieron a través de la aplicación móvil llamada “Número aleatorio” (UXAPPS

LTD 2016). El primer número que arroja el software indica la orientación, entre los 0° a 360° y la segunda entrega la distancia desde la parcela actual a la siguiente.

Cuadro 3. Escala de abundancia/dominancia de Braun-Blanquet (1932) modificada con Londo. El punto decimal en los símbolos \*1, \*2 y \*4 representa una de las letras r, p, a o m.

ESCALA DECIMAL			ESCALA
SIMBOLO	COBERTURA	SIMBOLOS SUPLEMENTARIOS	BRAUN-BLANQUET
*1	<1%	* = r (raro) = raro, esporádico	+
*2	1-3%	p (poco) = bastante escasamente a (amplio) = abundante	1
*4	3-5%	m (mucho) = muy numeroso	
1	5-15%	1 – = 0.7 = cobertura 5-10% 1 + = 1.2 = cobertura 10-15%	2
2	15-25%		
3	25-35%		
4	35-45%		3
5	45-55%	5 – = cobertura 45-50% 5 + = cobertura 50-55%	
6	55-65%		4
7	65-75%		
8	75-85%	Cobertura >5%: abundancia no indicada	
9	85-95%		5
10	95-100%		

### 3.2.2 Vegetación vascular epífita

Para el muestreo de vegetación vascular epífita (ver Anexo 2), fueron seleccionados al azar cinco árboles hospederos por sitio (total 15 árboles por estado sucesionales), con un DAP mayor a cinco centímetros y el fuste erguido. Para caracterizar y estimar la cobertura de especies vasculares epífitas (en centímetros), se dividió el fuste en cuatro alturas (50-100-150-200 centímetros) siguiendo la metodología

de SVERA (Wolf *et al.* 2009). Además, se estimó la cobertura total de especies no vasculares en centímetros, se registró el DAP de cada hospedero y el perímetro en cada estrato vertical del fuste, con esto obtener la cobertura total vascular epífita y no vasculares epífitas.

### **3.3 Procesamiento y análisis de datos**

3.3.1 Objetivo específico 1: Definir la composición florística en los bosques siempreverdes de las islas menores del Archipiélago de Chiloé a lo largo de distintos estados sucesionales, incluyendo la comunidad de especies terrestres y epífitas.

Se creó un listado florístico de las especies vasculares presentes en los bosques siempreverdes. Se categorizó por formas de vidas (arbóreas, arbustivas, helechos, herbáceas y trepadoras) y se definió la familia, género y especie de cada una. Además, se integró su origen geográfico (nativo, endémico e introducido) y el estado de conservación. Por último, se tuvo en cuenta si estos individuos estuvieron presentes como especies terrestres o epífitas, como también, la presencia en cada una de las tres islas seleccionadas. Con esta información ordenada en tablas se obtuvieron gráficos sobre la taxonomía, formas de vida y origen geográfico de manera general y por cada una de las islas. Esto se realizó con el software Microsoft Excel y en base al Catálogo de las plantas vasculares de Chile de la Universidad de Concepción (2018).

3.3.2 Objetivo específico 2: Analizar la riqueza y diversidad con respecto a las comunidades de especies vasculares epífitas y terrestres a lo largo de tres distintos estados sucesionales del bosque de referencia (bosque adulto, claros de bosque y renovales).

Para determinar la riqueza y diversidad de las comunidades de especies vasculares en los bosques siempreverdes insulares, se realizó una matriz de sitios x especies (con datos de abundancia) para cada uno de los muestreos de vegetación (a) terrestre y (b) epífita. Lo anterior se realizó de manera particular para cada una de las tres islas. A partir de estas matrices de abundancia se obtuvo la riqueza específica, el índice de diversidad de Shannon Weaver corresponde a la abundancia relativa de especies (Del Río *et al.* 2003, Pauchard *et al.* 2006), donde valores inferiores a 2 se consideran bajos en diversidad y valores superiores a 3 son considerados altos en diversidad, la heterogeneidad de Pielou el cual indica la

distribución de la mezcla de especies, según la diversidad observada en cada estación con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, tal que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran 1988), y la dominancia de Simpson que indica el grado de dominancia de una especie, donde el valor es 0 cuando hay una baja diversidad y 1 cuando hay una alta biodiversidad (ver Cuadro 1).

Estos análisis se llevaron a cabo con el software RStudio, la cual, se exportó al software Microsoft Excel donde se promediaron los tres sitios de cada estado sucesional (bosque adulto, claro de bosque, bosque renoval) y se calculó la desviación estándar para luego generar los gráficos de riqueza específica e índices de diversidad.

Para analizar la similitud de las tres islas menores entre los estados sucesionales del bosque, con respecto a las especies terrestres y epifitas presentes en ellos, se crearon dendrogramas aplicando el método de unión de grupo emparejado (UPGMA) en conjunto con el índice de similitud/disimilitud de Bray-Curtis considerado como una medida de la diferencia entre las abundancias de cada especie presente (Brower & Zar 1984), donde valores más altos significa una mayor similitud entre las estaciones, mientras que valores más bajos corresponden a una menor similitud. Los datos de abundancia fueron transformados con  $\text{Log}(X+1)$ . Estos análisis se realizaron con el software Primer versión 7.

3.3.3 Objetivo específico 3: “Evaluar el efecto del cambio del uso del suelo (matorral y pradera) sobre la riqueza y diversidad de comunidades epifitas y terrestres en relación al bosque de referencia”.

Se realizó el listado florístico de las especies vasculares presentes en las zonas de cambio de uso de suelo. Se categorizó por formas de vidas (arbóreas, arbustivas, helechos, herbáceas y trepadoras) y se definió la familia, género y especie de cada una. Además, se integró su origen geográfico (nativo, endémico e introducido) y el estado de conservación. Por último, se tuvo en cuenta si estos individuos estuvieron presentes como especies terrestres o epifitas, como también, la presencia en cada una de las tres islas seleccionadas. Con esta información ordenada en tablas se obtuvieron gráficos sobre la taxonomía, formas de vida y origen geográfico de manera general y por cada una de las islas. Esto se realizó con el software Microsoft Excel y en base al Catálogo de las plantas vasculares de Chile de la Universidad de Concepción (2018).

Para determinar la riqueza y diversidad de las comunidades de especies vasculares en las zonas insulares de cambio de uso de suelo, se realizó una matriz de sitios x especies (con datos de abundancia)

para cada uno de muestreos de vegetación (a) terrestre y (b) epífita. Lo anterior se realizó de manera particular para cada una de las tres islas. A partir de estas matrices de abundancia se obtuvo la riqueza específica, el índice de diversidad de Shannon Weaver, la heterogeneidad de Pielou y la dominancia de Simpson. Estos análisis se llevaron a cabo con el software RStudio. La información obtenida de RStudio se exportó al software Microsoft Excel donde se promediaron los dos sitios de cada estado perturbado (matorral y pradera) y se calculó la desviación estándar para luego generar los gráficos de riqueza específica e índices de diversidad.

Para visualizar la similitud entre los sitios según las especies presentes en ellos, se realizó un dendrograma aplicando el método de unión de grupo emparejado (UPGMA) en conjunto con el índice de similitud/disimilitud de Bray-Curtis. Los datos de abundancia fueron transformados con  $\text{Log}(X+1)$ . Estos análisis se realizaron con el software Primer versión 7.

## **4 RESULTADOS**

### **4.1 Objetivo específico 1: “Definir la composición florística en los bosques siempreverdes de las islas menores del Archipiélago de Chiloé a lo largo de distintos estados sucesionales, incluyendo las comunidades de especies terrestres y epífitas”.**

El listado florístico detallado de las especies vasculares de los bosques siempreverdes de las islas menores del Archipiélago de Chile reflejan bosques siempreverdes del tipo norpatagónico en las islas Butachauques y Talcán. Mientras que las formaciones del tipo Valdiviano se inclinaron más hacia la isla Lemuy (ver Anexo 4).

Al interior de los bosques insulares siempreverdes del área de estudio se registró a nivel general un total de 30 familias, 41 géneros y 65 especies vasculares (ver Figura 2). De las que se identificaron 25 especies como epífitas y 62 especies como terrestres (ver Figura 3). Las especies nativas representaron el 87,7% con 57 especies y las endémicas un 9,2% con 6 especies, mientras que el 3,1% restante representan dos especies introducidas presentes solamente en los renovales de la isla Lemuy (ver Figura 4). Entre las formas de vida predominan helechos representando el 38,5% con 25 especies, seguido de las arbustivas con un 23,1% y 15 especies. Continúan las especies arbóreas abarcando un 18,5% con 12 especies, las trepadoras con un 12,3% y 8 especies. El 7,7% restante corresponde a cinco especies herbáceas (ver Figura 5).

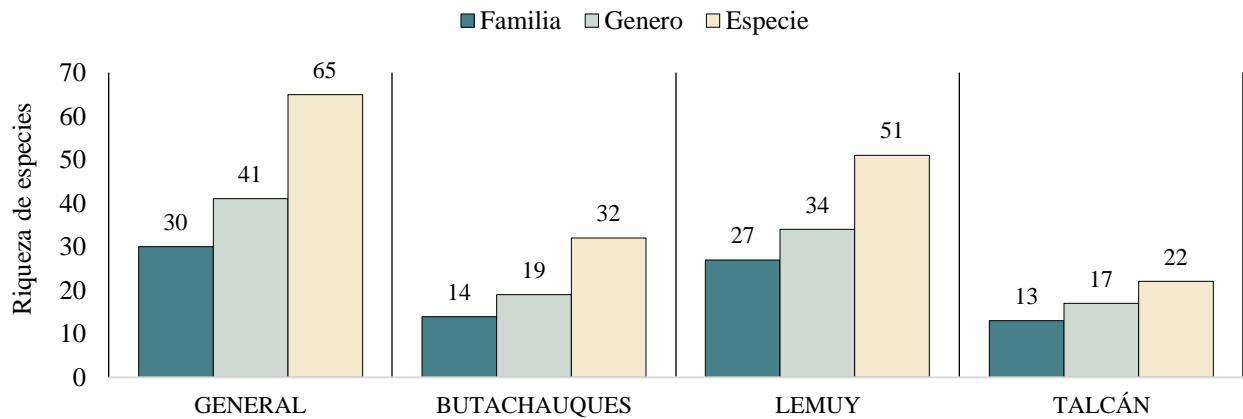


Figura 2. Riqueza específica según grupos taxonómicos presentes dentro de los bosques insulares siempreverdes.

En los bosques de la isla Butachauques se identificaron un total de 14 familias, 19 géneros y 32 especies (ver Figura 2). De estas, la riqueza específica de epífitos llegó a 21 especies, mientras que las terrestres alcanzaron 30 especies (ver Figura 3). En cuanto a su origen geográfico, el 93,8% de las especies son nativas, con un total de 30 especies, y el 6,3% restante corresponde a dos especies endémicas: *Hymenophyllum dicranotrichum* y *Luzuriaga polyphylla* (ver Figura 4). Es importante destacar que no se registraron especies introducidas. Entre las formas de vida predominan los helechos, representando el 46,9% con 15 especies, seguidos por las arbóreas con un 18,8% y 6 especies. Las arbustivas y trepadoras alcanzaron un 15,6% con cinco especies cada una. El 3,1% restante corresponde a una especie herbácea (ver Figura 5).

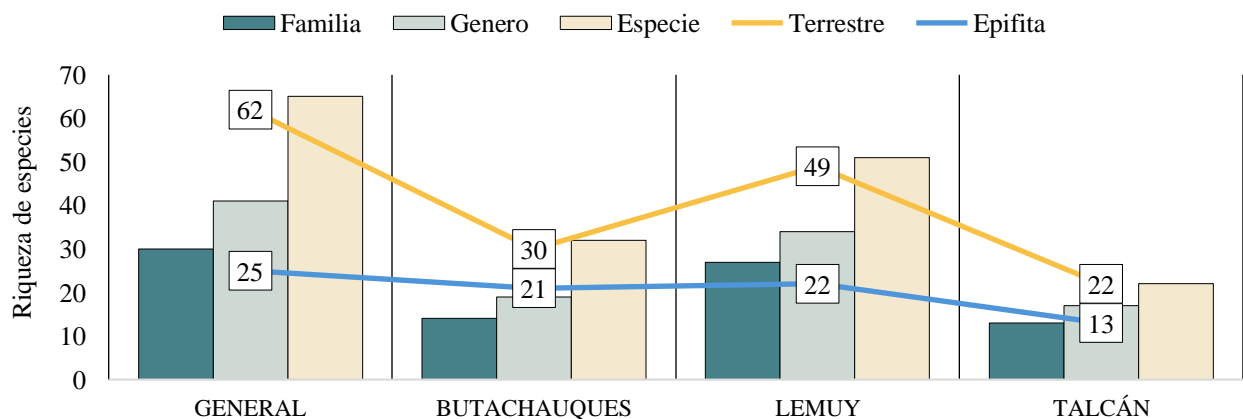


Figura 3. Riqueza específica según especies vasculares terrestres y epifitas presentes dentro de los bosques siempreverdes insulares.

En los bosques de la isla Lemuy se identificaron un total de 27 familias, 34 géneros y 51 especies (ver Figura 2). De estas, se registraron 22 especies como epífitas y 49 especies como terrestres (ver Figura 3). Según su origen geográfico, las especies nativas representan el 86,3% con 44 especies, mientras que las endémicas representan el 9,8% con cinco especies: *Ovidia pello-pello*, *Hymenophyllum cuneatum*, *Hymenophyllum dicranotrichum*, *Luzuriaga polyphylla* y *Uncinia erinacea*. Por otro lado, el 3,9% restante corresponde a dos especies introducidas: *Rubus constrictus* y *Ulex europeus* (ver Figura 4). Entre las formas de vida, predominan especies de helechos con un 43,1% y 22 especies, y las arbustivas con un 21,6% y 11 especies. Les siguen las arbóreas con un 15,7% y 8 especies, y las trepadoras con un 11,8% y 6 especies, mientras que el 7,8% restante equivale a cuatro especies herbáceas (ver Figura 5).

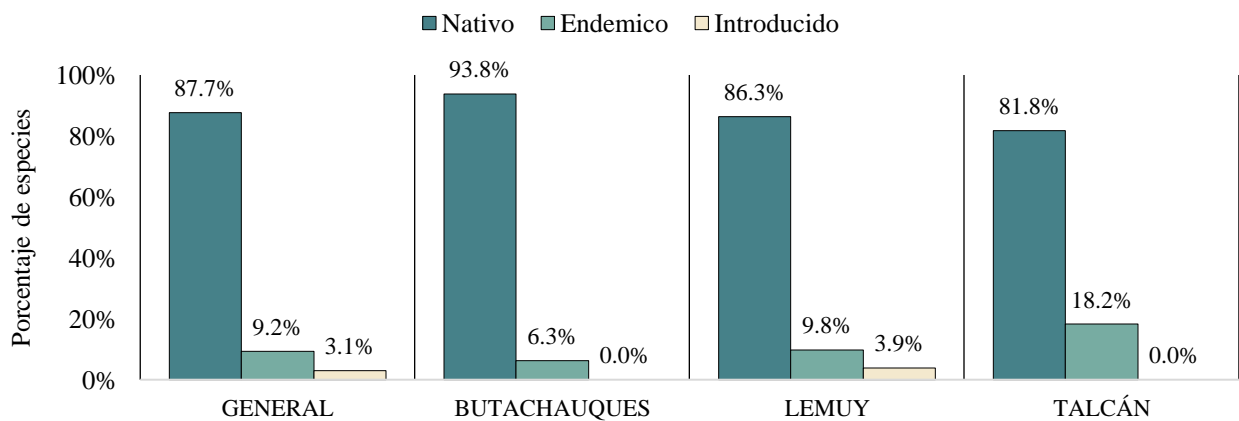


Figura 4. Origen geográfico de las especies vasculares presentes dentro de los bosques siempreverdes insulares.

En los bosques de la isla Talcán se identificaron un total de 13 familias, 17 géneros y 22 especies vasculares (ver Figura 2). De estas, se registraron 13 especies como epífitas y 22 especies como terrestres (ver Figura 3). Según su origen geográfico, las especies nativas representan el 81,8%, con 18 especies, mientras que el restante 18,2% corresponde a cuatro especies endémicas: *Crinodendron hookerianum*, *Hymenophyllum dicranotrichum*, *Luzuriaga polyphylla* y *Sarmienta scandens* (ver Figura 4). Cabe destacar que no se registraron especies introducidas. Entre las formas de vida, predominan 8 especies arbóreas, representando el 36,4% del total, seguidas por cinco especies de helechos y cinco especies trepadoras, las cuales abarcan un 22,7% cada una. Las especies arbustivas, representando el 13,6% con tres especies, y el 4,5% restante corresponde a una especie herbácea (ver Figura 5).

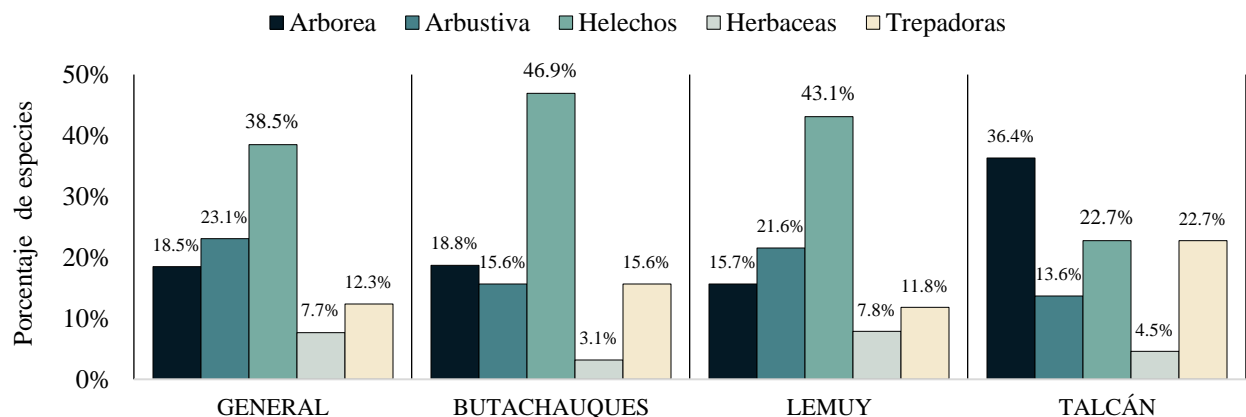


Figura 5. Formas de vida de las especies vasculares presentes dentro de los bosques siempreverdes insulares.

#### 4.2 Objetivo específico 2: Analizar la riqueza y diversidad con respecto a las comunidades de especies vasculares epifitas y terrestres a lo largo de tres distintos estados sucesionales del bosque de referencia.

##### 4.2.1 Isla Butachauques

En la isla Butachauques, la mayor diversidad de especies vasculares terrestres se registró en los claros de bosque (23 especies), seguida de los bosques adultos (21 especies) y los renovales (19 especies). Además, el índice de Shannon Weaver mostró una mayor diversidad en los bosques adultos (2,24), seguida por los claros de bosque (2,10) y los renovales (2,03). En cuanto a la equitatividad, medida por el índice de Pielou, fue más alta en los bosques adultos (0,83), seguida por los claros de bosque (0,79) y los renovales (0,78). Respecto a la dominancia, evaluada con el índice de Simpson, fue más pronunciada en los bosques adultos (0,87), seguida por los renovales (0,84) y los claros de bosque (0,83) (ver Figura 6).

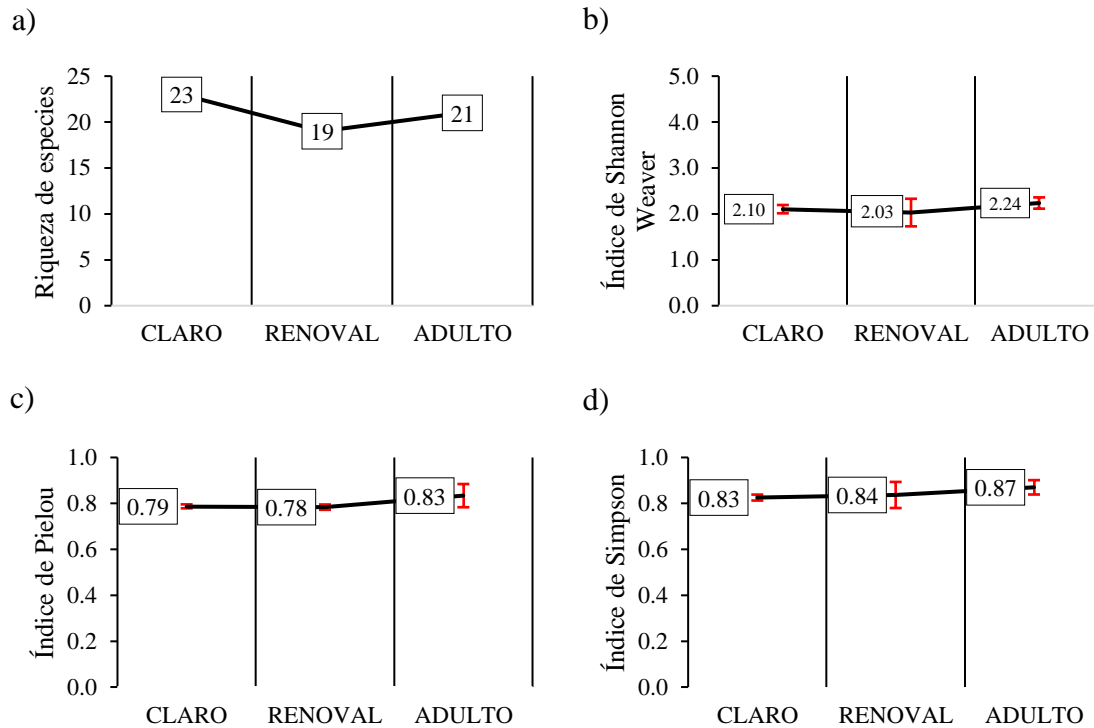


Figura 6. El siguiente gráfico presenta la (a) riqueza de especies, (b) índice de Shannon Weaver, (c) índice de Pielou e (d) índice de Simpson, para plantas vasculares terrestres según el estado sucesivo del bosque presente en la isla Butachauques.

En la isla Butachauques, se observó la mayor riqueza específica de especies vasculares epífitas en los claros de bosque (14 especies), seguida de los bosques adultos (6 especies) y los renovales (5 especies). Además, la diversidad, medida por el índice de Shannon Weaver, fue más alta en los claros de bosque (1,46), seguida por los renovales (0,94) y los bosques adultos (0,84). En términos de equitatividad según el índice de Pielou, fue más alta en los claros de bosques y en los renovales (ambas con 0,68), seguida por el bosque adulto (0,52). Respecto a la dominancia, según el índice de Simpson, fue más pronunciada en los claros de bosque (0,70), seguidos por el bosque renovado (0,56) y los bosques adultos (0,46) (ver Figura 7).

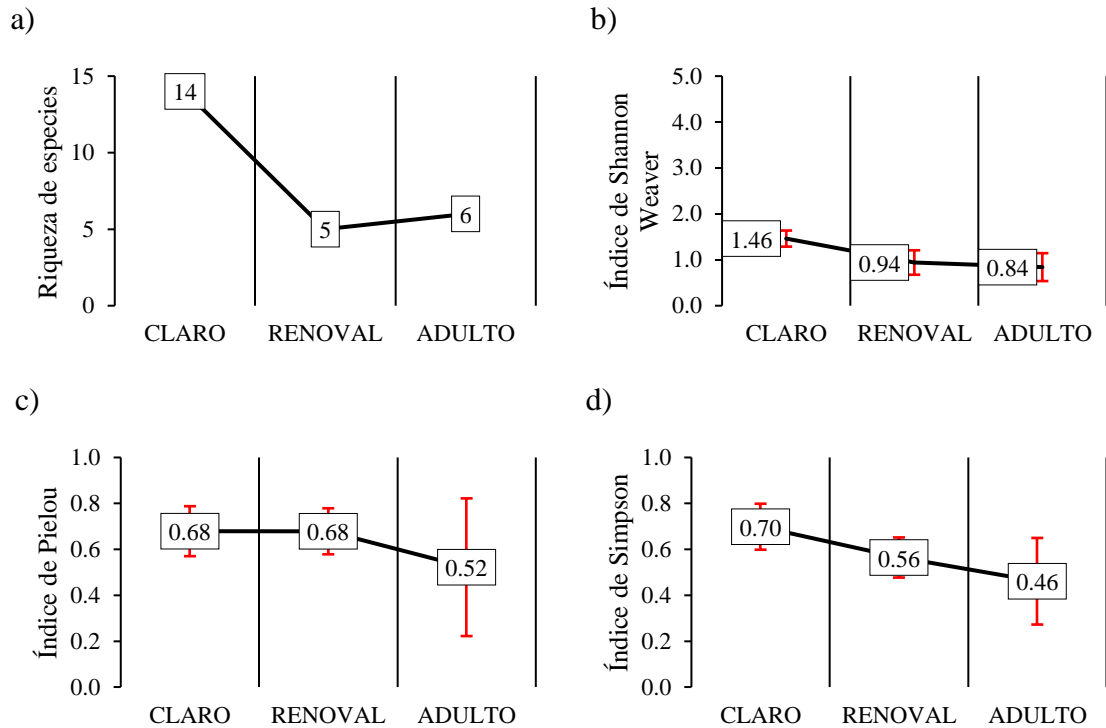


Figura 7. El siguiente gráfico presenta la (a) riqueza de especies, (b) índice de Shannon Weaver, (c) índice de Pielou e (d) índice de Simpson, para plantas vasculares epífitas según el estado sucesivo del bosque presente en la isla Butachauques.

#### 4.2.2 Isla Lemuy

Se registró la mayor riqueza específica de especies vasculares terrestres en el bosque renoval (31 especies), seguido del bosque adulto (27 especies) y los claros de bosque (22 especies). En términos de diversidad, medida por el índice de Shannon Weaver, los claros de bosque mostraron el valor más alto (2,94), seguidos por los bosques adultos (2,86) y los renovales (2,56). Además, respecto a la equitatividad evaluada mediante el índice de Pielou, fue más alta en los claros de bosque (0,89), seguida por los bosques adultos (0,84) y los renovales (0,83). En cuanto a la dominancia, según el índice de Simpson, fue más pronunciada en los claros de bosque (0,94), seguidos por los bosques adultos (0,92) y los renovales (0,89) (ver Figura 8).

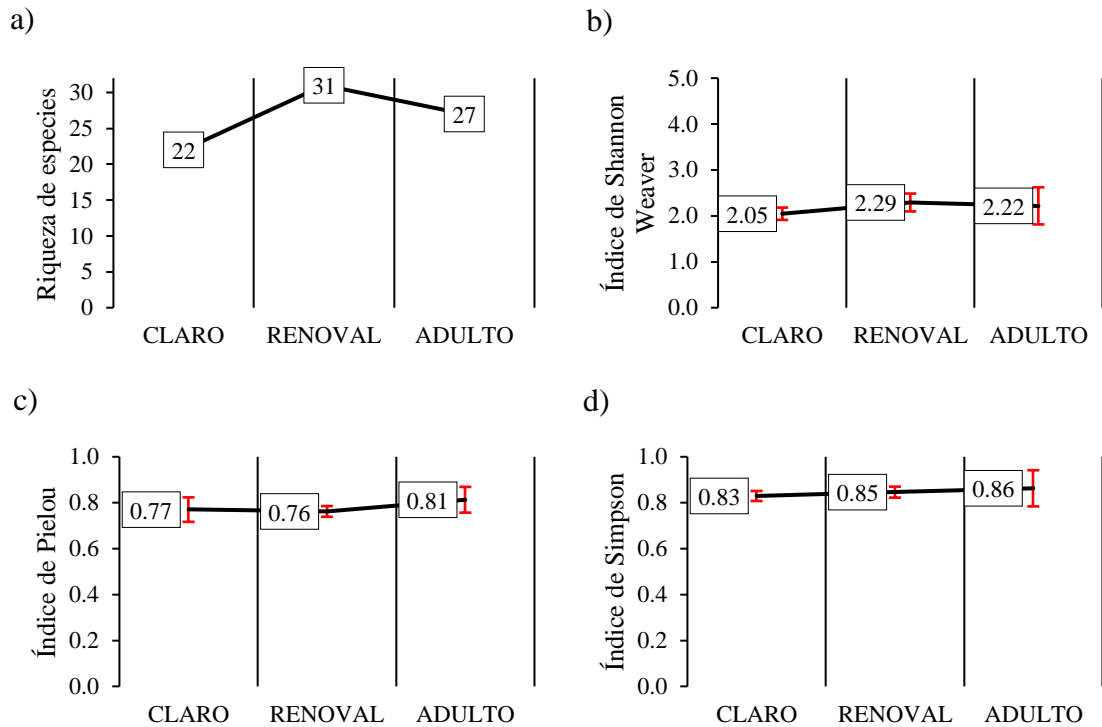


Figura 8. El siguiente gráfico presenta la (a) riqueza de especies, (b) índice de Shannon Weaver, (c) índice de Pielou e (d) índice de Simpson, para plantas vasculares terrestres según el estado sucesivo del bosque presente en la isla Lemuy.

Se observó la mayor riqueza específica de especies vasculares epífitas en los claros de bosque (16 especies), seguido de los bosques adultos (14 especies) y los renovales (9 especies). En cuanto a la diversidad, medida por el índice de Shannon Weaver, el bosque adulto mostró un valor más alto, seguido por los claros de bosque (1,51) y los renovales (1,45). Además, la equitatividad evaluada mediante el índice de Pielou fue más alta en el bosque adulto (0,82), seguida por el bosque renoval (0,75) y los claros de bosque (0,66). Respecto a la dominancia, según el índice de Simpson, fue más pronunciada en los bosques adultos (0,80), seguidos por el bosque renoval (0,71) y los claros de bosque (0,70) (ver Figura 9).

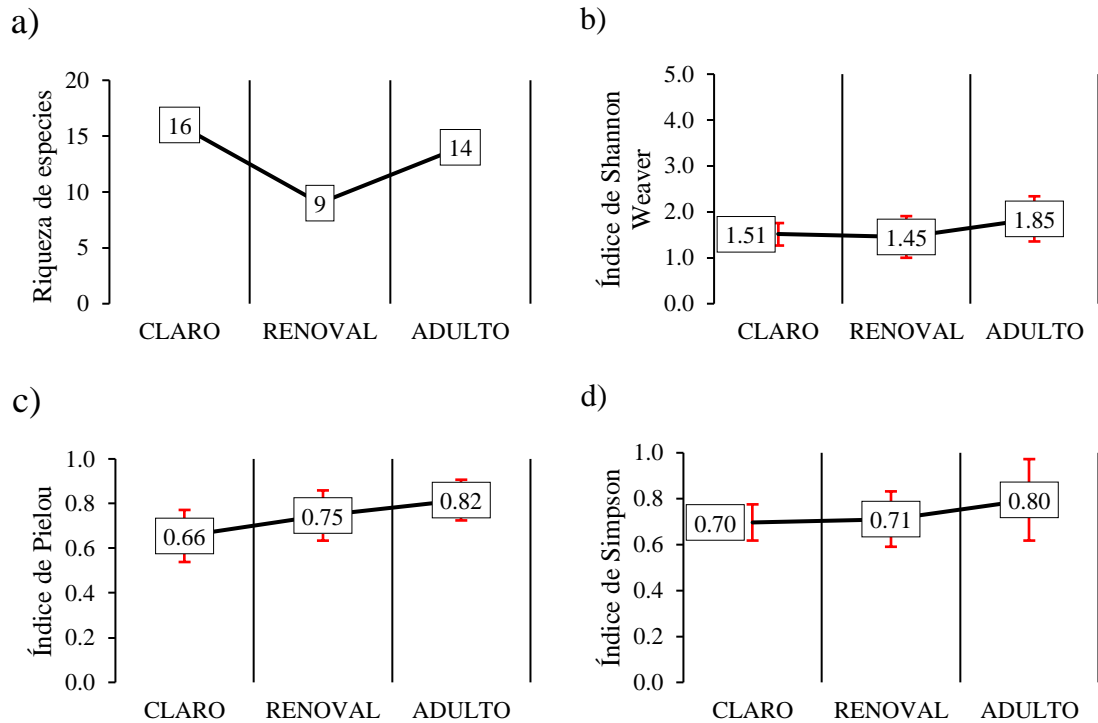


Figura 9. El siguiente gráfico presenta la (a) riqueza de especies, (b) índice de Shannon Weaver, (c) índice de Pielou e (d) índice de Simpson, para plantas vasculares epífitas según el estado sucesivo del bosque presente en la isla Lemuy.

#### 4.2.3 Isla Talcán

Se registró la mayor riqueza específica de especies vasculares terrestres en los claros de bosque y en los bosques adultos (ambos con 12 especies) seguido de los renovales (9 especies). La diversidad, medida por el índice de Shannon Weaver, fue más alta en los bosques adultos (2,64), seguida por los claros de bosque (1,63) y los renovales (1,36). La equitatividad, evaluada mediante el índice de Pielou, fue más alta en los bosques adultos (0,82) seguido de los renovales (0,76) y claros de bosque (0,73). La dominancia, según el índice de Simpson, fue más pronunciada en los bosques adultos (0,77), seguidos por los claros de bosque (0,71) y los renovales (0,68) (ver Figura 10).

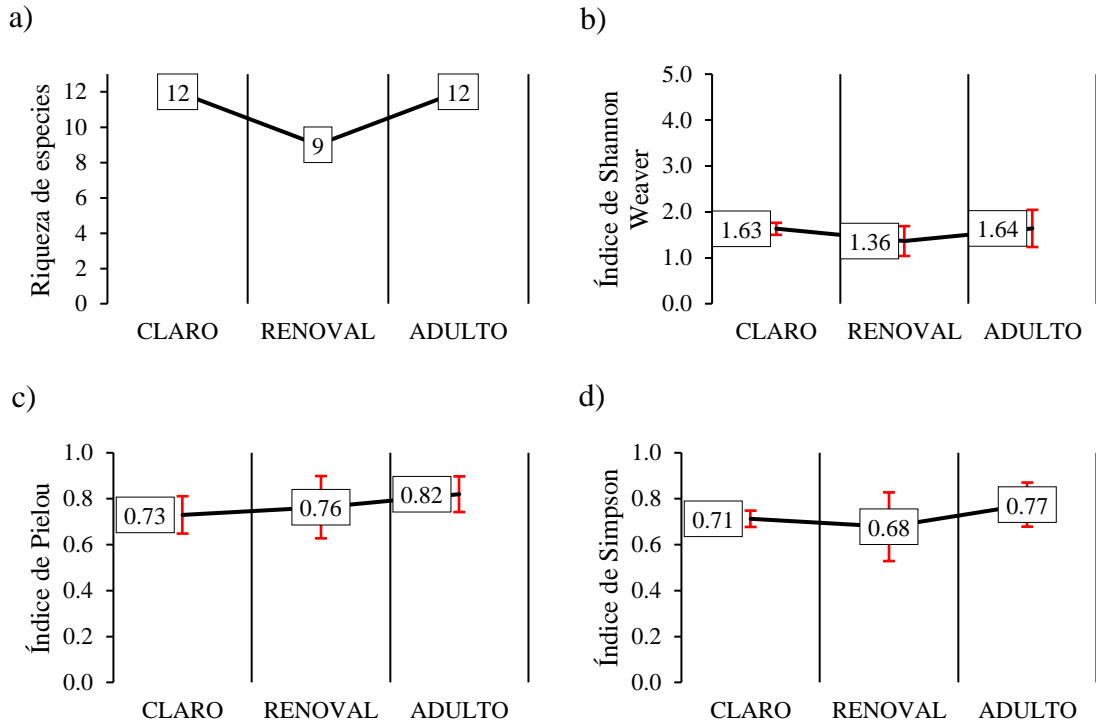


Figura 10. El siguiente gráfico presenta la (a) riqueza de es, (b) índice de Shannon Weaver, (c) índice de Pielou e (d) índice de Simpson, para plantas vasculares terrestres según el estado sucesivo del bosque presente en la isla Talcán.

Se registró la mayor riqueza específica de especies vasculares epifitas en los claros de bosque (10 especies), seguido de los bosques adultos y los renovales (ambos con 6 especies). En cuanto a la diversidad, medida por el índice de Shannon Weaver, los claros de bosque y los bosques adultos mostraron un valor más alto (ambos con 0,84), seguidos por los renovales (0,69). Respecto a la equitatividad, evaluada mediante el índice de Pielou, fue más alta en los renovales (0,85), seguido por el bosque adulto (0,79) y los claros de bosque (0,46). En términos de dominancia, según el índice de Simpson, fue más pronunciada en los claros de bosque (0,46), seguidos por el bosque adulto y los renovales (ambos con 0,41) (ver Figura 11).

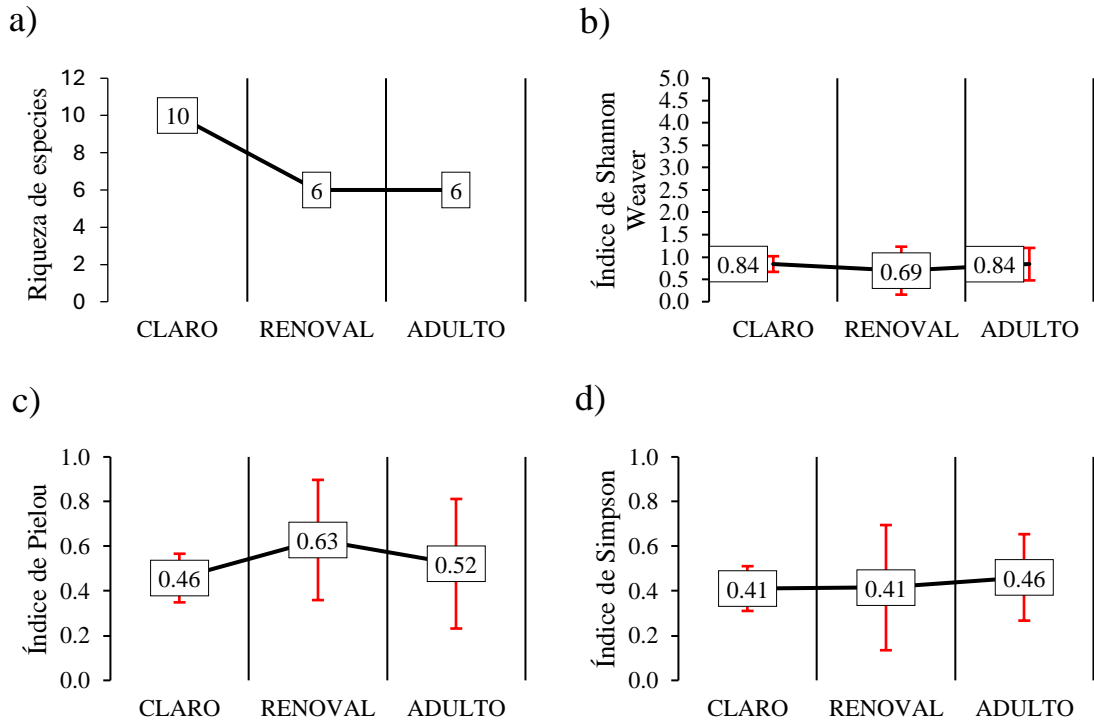


Figura 11. El siguiente gráfico presenta la (a) riqueza de especies, (b) índice de Shannon Weaver, (c) índice de Pielou e (d) índice de Simpson, para plantas vasculares epífitas según el estado sucesivo del bosque presente en la isla Talcán.

#### 4.2.4 Similitud entre los estados sucesionales del bosque según especies vasculares presentes en las tres islas menores.

El dendrograma de similitud de la vegetación terrestre refleja un primer clúster que se forma en los renovales y adultos de la isla Butachauques (sobre el 60% de similitud). El segundo clúster se forma entre los claros y los renovales de la isla Lemuy (sobre el 50% de similitud). El tercer clúster se forma entre los renovales y bosques adultos de la isla Talcán (sobre el 50% de similitud). El cuarto clúster se forma con el conjunto del segundo y los renovales de la isla Lemuy (bajo el 50% de similitud). El quinto clúster se forma con el conjunto del primero y los claros de la isla Butachauques (bajo el 50% de similitud). El sexto clúster se forma con el conjunto del tercero con los claros de la isla Talcán (bajo el 50% de similitud). Por último, se forma el penúltimo clúster con el conjunto del quinto (isla Butachauques) y sexto (isla Talcán) bajo el 30% de similitud. En cuando al último clúster, presenta un 20% de similitud y agrupa el penúltimo clúster con el cuarto (isla Lemuy) (ver Figura 12).

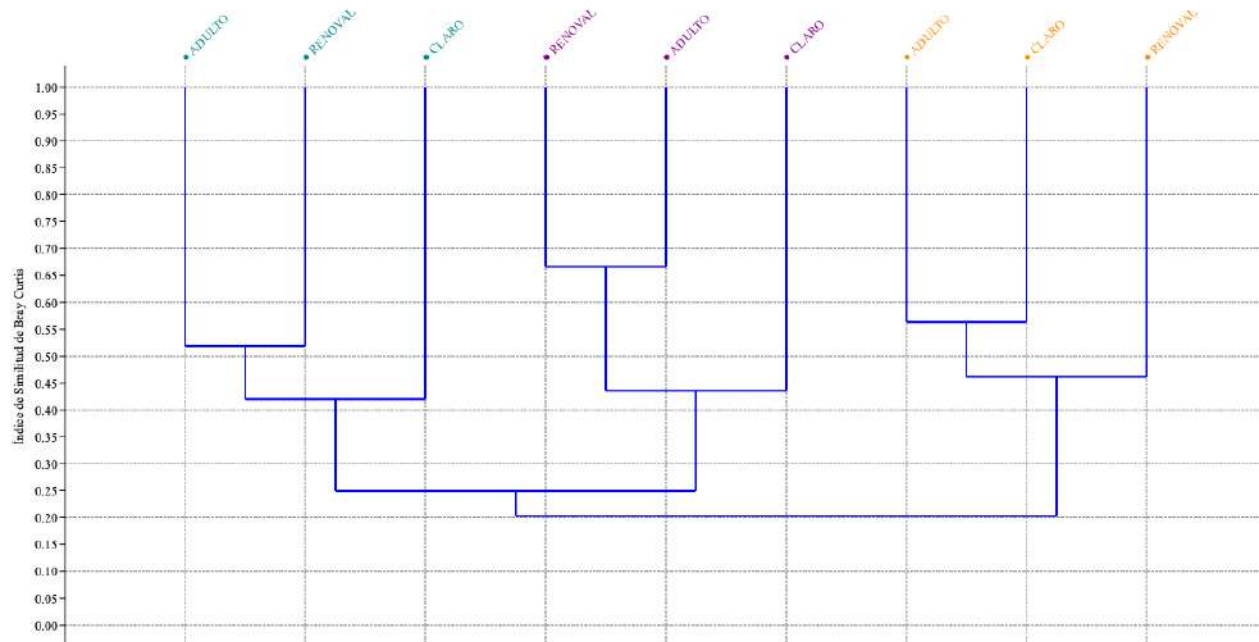


Figura 12. Análisis Clúster. Dendrograma de similitud utilizando el índice de Bray-Curtis, aplicado a la vegetación terrestre registrada en los estados naturales de los bosques de referencia. (Morado): Butachauques, (Naranja): Lemuy, (Celeste): Talcán.

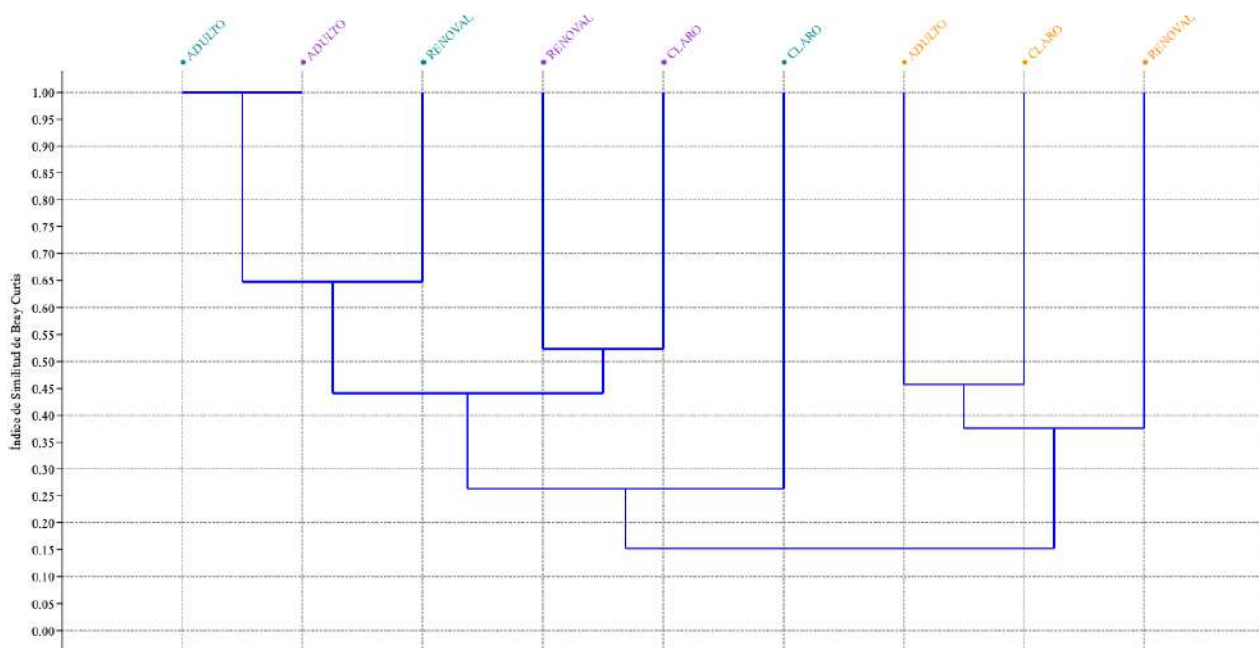


Figura 13. Análisis Clúster. Dendrograma de similitud utilizando el índice de Bray-Curtis, aplicado a la vegetación epífita registrada en los estados naturales de los bosques de referencia. (Morado): Butachauques, (Naranja): Lemuy, (Celeste): Talcán.

Con respecto a la vegetación epífita presente en los estados sucesionales de los bosques insulares siempreverdes, se observa que el primer clúster se forma en los bosques adultos de las islas Butachauques y Talcán (100% de similitud). El segundo clúster se forma entre el primer clúster y los renovales de la isla Talcán (sobre 60% de similitud). El tercer clúster se forma entre los renovales y claros de la isla Butachauques (sobre el 50% de similitud). El cuarto clúster se forma entre los bosques adultos y claros de la isla Lemuy (bajo el 50% de similitud). El quinto clúster se forma entre el segundo y tercero (bajo el 50% de similitud). El sexto clúster se forma entre el cuarto clúster y los renovales de la isla Lemuy (bajo el 40% de similitud). Por último, el séptimo clúster se forma con el conjunto del quinto y los claros de bosque de la isla Talcán (bajo el 30% de similitud). En cuanto al último clúster, se forma con el conjunto del sexto (isla Lemuy) y séptimo (isla Butachauques) (bajo el 20% de similitud) (ver Figura 13).

#### **4.3 Objetivo específico 3: “Evaluar el cambio de uso de suelo (matorral y pradera) sobre la riqueza y diversidad de comunidades de especies vasculares terrestres y epífitas en relación con el bosque de referencia”.**

El listado florístico detallado de las especies vasculares de los ambientes perturbados de las islas menores del Archipiélago de Chile reflejan un aumento en la riqueza de especies, sin embargo, en su mayoría son especies introducidas (ver Anexo 5).

Al interior de los ambientes perturbados (matorral y pradera), se registró a nivel general un total de 44 familias, 83 géneros y 92 especies vasculares (ver Figura 14). Se identificaron 78 especies terrestres seguidas de 28 especies epífitas (ver Figura 15). Según su origen geográfico las especies nativas representan el 63,4% con 59 especies, las introducidas un 32,4% con 30 especies y el 4,3% restante son endémicas con cuatro especies (ver Figura 16). Entre las formas de vida predominan las especies herbáceas con 48,4% y 45 especies y las arbustivas con 18,4% y 17 especies, le siguen los helechos con 16,1% y 15 especies, las arbóreas con 9,7% y 9 especies y, por último, las trepadoras con 8% y 7,5 especies (ver Figura 17).

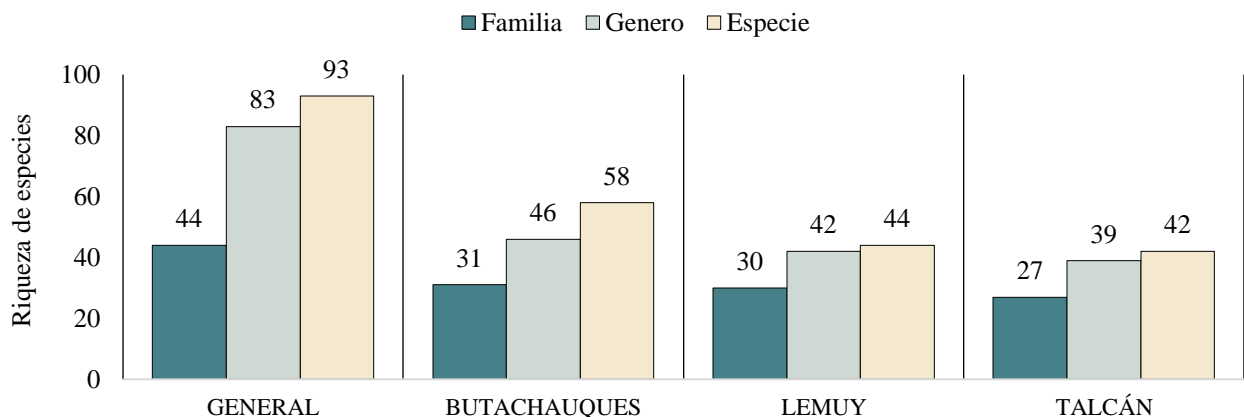


Figura 14. Número de individuos según grupos taxonómicos presentes en zonas de cambio de uso de suelo según sector insular.

En la isla Butachauques se identificó un total de 31 familias, 46 géneros y 58 especies vasculares (ver Figura 14). Se encontraron 55 especies terrestres y 13 especies epifitas (ver Figura 15). Según su origen geográfico las especies nativas representan el 60,3% con 35 especies, le siguen las introducidas con el 34,5% y 20 especies, mientras que el 5,2% restante corresponde a tres especies endémicas: *Amomyrtus meli*, *Hymenophyllum dricanotrichum* y *Luzuriaga polyphylla* (ver Figura 16). Entre las formas de vida predominan las herbáceas con el 53,4% y 31 especies, le siguen las arbustivas y helechos con 15,9% y 9 especies cada una. Continúan las arbóreas con 8,6% y cinco especies. El 6,9% restante equivalen a cuatro especies trepadoras (ver Figura 17).

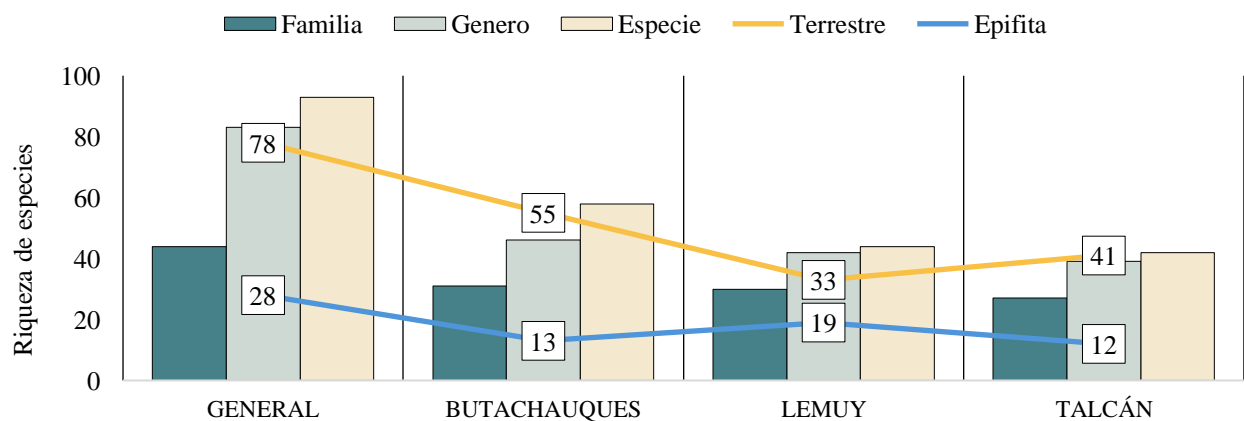


Figura 15. Riqueza específica según especies vasculares terrestres y epifitas presentes en zonas de cambio de uso de suelo según sector insular.

En la isla Lemuy se identificaron un total de 30 familias, 42 géneros y 44 especies (ver Figura 14). Se encontraron 33 especies terrestres y 19 especies epifitas (ver Figura 15). Según su origen geográfico las especies nativas representan el 47,7% con 21 especies, las introducidas un 50% con 22 especies y el 2,3% restante corresponde a una especie endémica: *Uncinia erinacea* (ver Figura 16). Entre las formas de vida predominan las especies herbáceas con un 61,4% y 27 especies, seguida de las arbustivas con 13,6% y 6 especies, las arbóreas con 11,4% y 5 especies, los helechos con 9,1% y cuatro especies, el 4,5% restante corresponde a dos especies trepadoras (ver Figura 17).

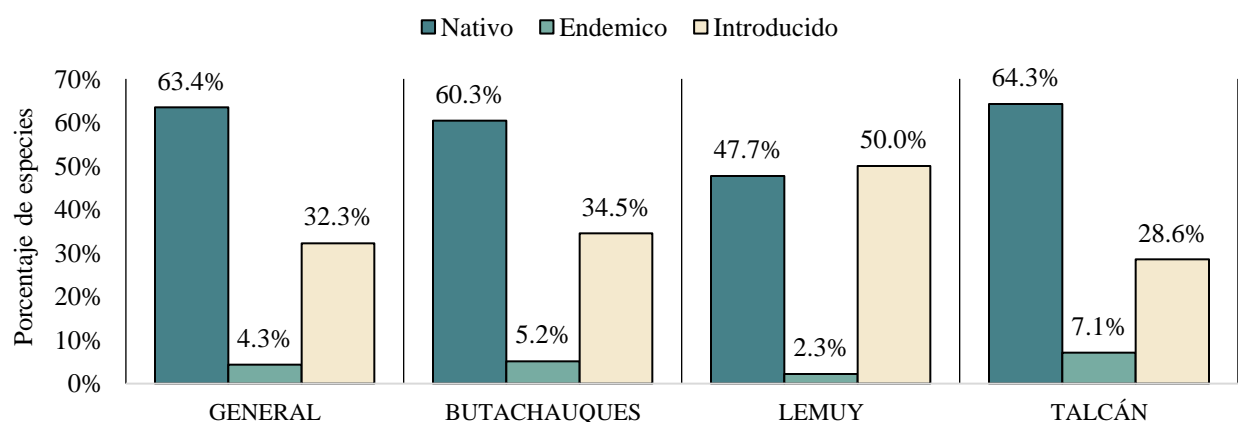


Figura 16. Origen geográfico de las especies vasculares presentes en zonas de cambio de uso de suelo según sector insular.

En la isla Talcán se identificaron un total de 27 familias, 39 géneros y 42 especies vasculares (ver Figura 14). Se encontraron 41 especies terrestres y 12 especies epifitas (ver Figura 15). Según su origen geográfico las especies nativas representan el 64,3% con 27 especies, las introducidas con el 28,6% y 12 especies, el 7,1% restante son endémicas con tres especies: *Amomyrtus meli*, *Hymenophyllum dricanotrichum* y *Luzuriaga polyphylla* (ver Figura 16). Entre las formas de vida predominan las especies herbáceas con un 52,4% y 22 especies, le siguen las arbustivas con 16,7% y 7 especies, los helechos con un 14,3% y 6 especies, las arbóreas con un 9,5% y cuatro especies. El 7,1% restante pertenece a tres especies trepadoras (ver Figura 17).

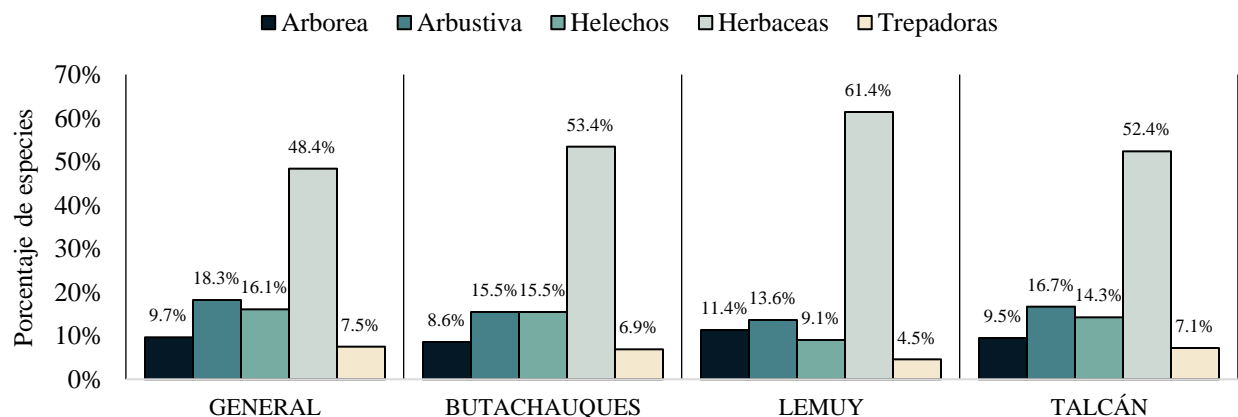


Figura 17. Formas de vida de las especies vasculares presentes en zonas de cambio de uso de suelo según sector insular.

#### 4.3.1 Riqueza y diversidad de especies vasculares terrestres y epífitas en ambientes perturbados de las islas menores.

##### 4.3.1.1 Isla Butachauques

La riqueza específica de especies vasculares terrestres fue registrada tanto en los matorrales como en las praderas, obteniendo 36 especies en ambos hábitats. La diversidad, medida por el índice de Shannon Weaver, fue más alta en las praderas (2,37), seguida por los matorrales (2,28). Asimismo, la equitatividad evaluada mediante el índice de Pielou fue más alta en el matorral (0,77), seguida por la pradera (0,76). En cuanto a la dominancia, según el índice de Simpson, fue más pronunciada en las praderas (0,87) que en los matorrales (0,86) (ver Figura 18).

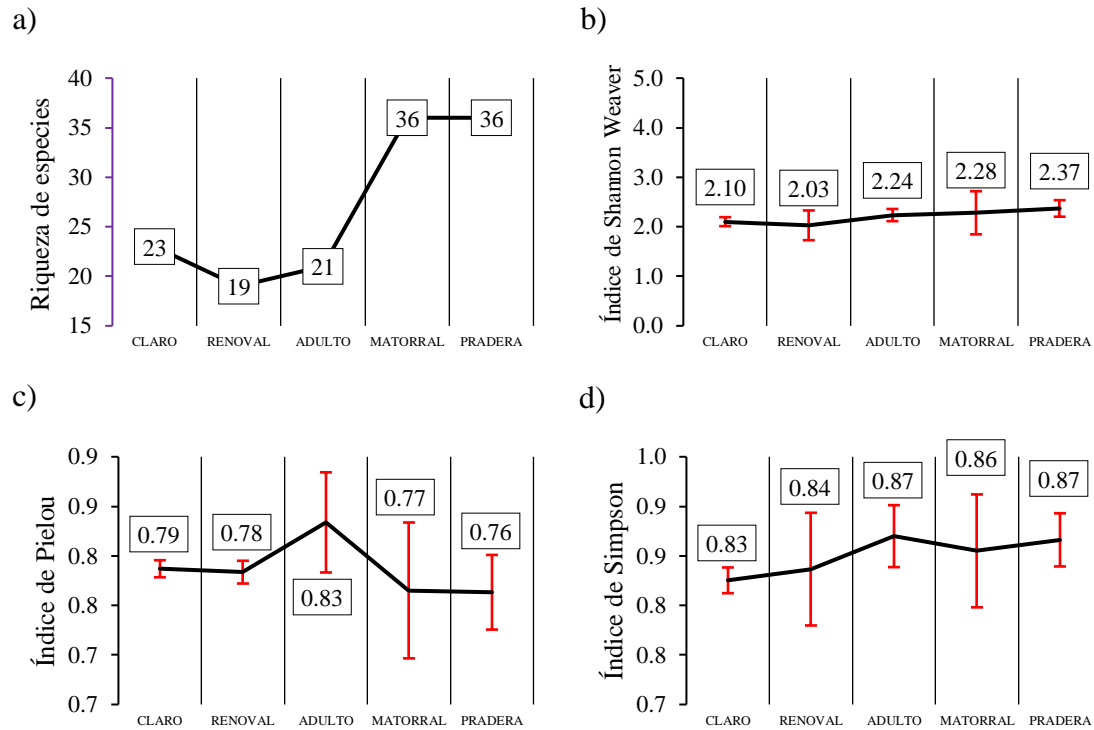


Figura 18. El siguiente gráfico presenta la (a) Riqueza de especies, (b) Índice de Shannon Weaver, (c) Índice de Pielou y (d) Índice de Simpson de plantas vasculares terrestres según el estado antrópico presente en la isla Butachauques.

En las praderas, la ausencia de árboles hospederos resultó en la falta de especies vasculares epífitas. Por lo tanto, la riqueza específica de especies vasculares epífitas se registró exclusivamente en los matorrales, con 6 especies identificadas. La diversidad medida por el índice de Shannon Weaver fue de 0,55, mientras que la equitatividad evaluada mediante el índice de Pielou fue de 0,54. En cuanto a la dominancia según el índice de Simpson, fue de 0,31 (ver Figura 19).

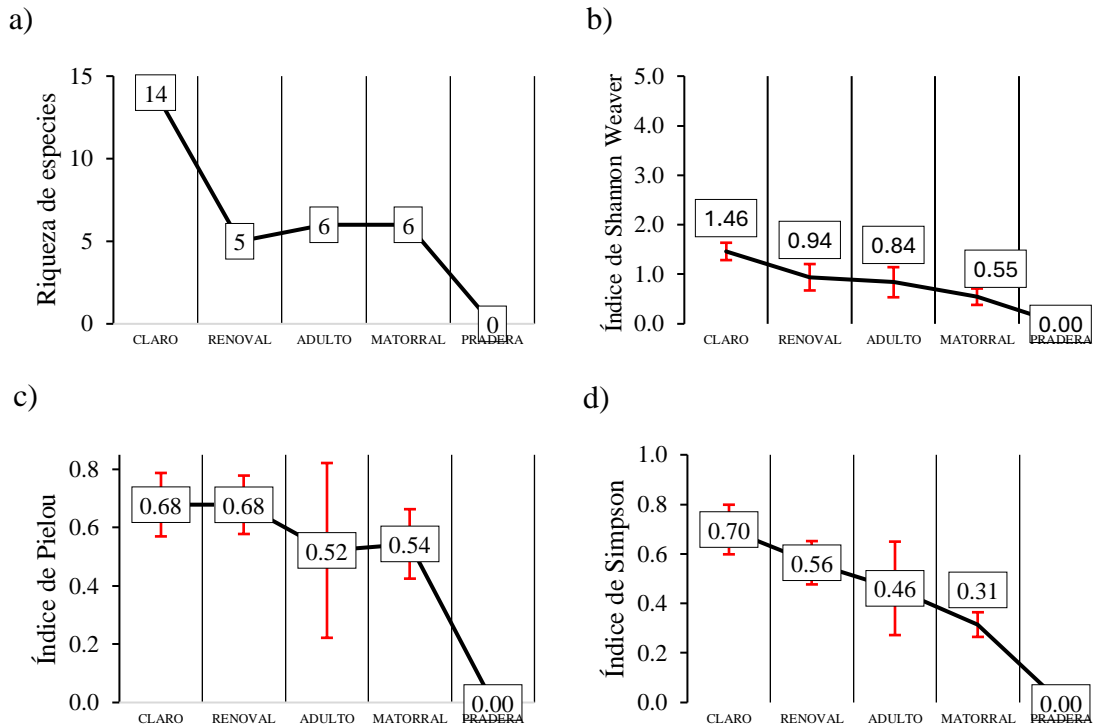


Figura 19. El siguiente gráfico presenta la (a) Riqueza de especies, (b) índice de Shannon Weaver, (c) índice de Pielou e (d) índice de Simpson de plantas vasculares epífitas según el estado antrópico presente en la isla Butachauques.

#### 4.3.1.2 Isla Lemuy

Se observó la mayor riqueza específica de especies vasculares terrestres en los matorrales, con 32 especies, seguido de las praderas con 19 especies. La diversidad, medida por el índice de Shannon Weaver, fue más alta en los matorrales (2,03), seguida por las praderas (1,97). Además, la equitatividad evaluada mediante el índice de Pielou fue más alta en las praderas (0,74) que en los matorrales (0,73). En términos de dominancia, el índice de Simpson mostró valores iguales para las praderas (0,81) y los matorrales (0,81) (ver Figura 20).

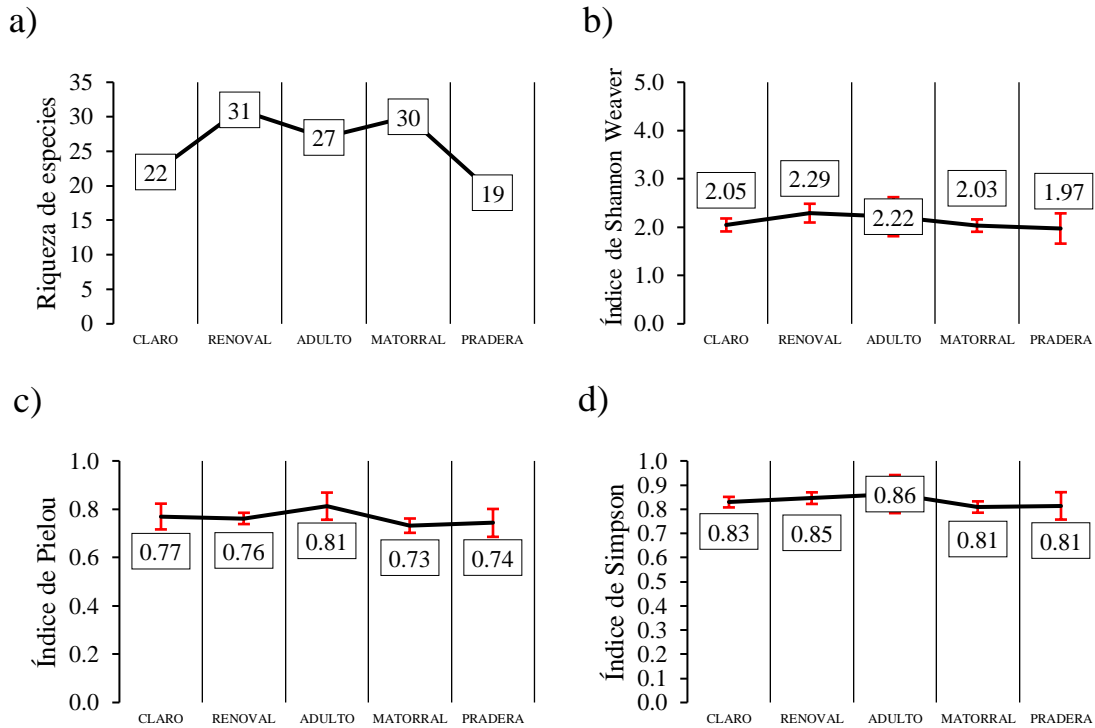


Figura 20. El siguiente gráfico presenta la (a) Riqueza de especies, (b) Índice de Shannon Weaver, (c) Índice de Pielou y (d) Índice de Simpson de plantas vasculares terrestres según el estado antrópico presente en la isla Lemuy.

En las praderas, la ausencia de árboles hospederos también implicó la falta de especies vasculares epífitas. Por lo tanto, la riqueza específica de especies vasculares epífitas se registró únicamente en los matorrales, con 18 especies identificadas. La diversidad medida por el índice de Shannon Weaver fue de 1,40, mientras que la equitatividad evaluada mediante el índice de Pielou fue de 0,69. Respecto a la dominancia según el índice de Simpson, fue de 0,64 (ver Figura 21).

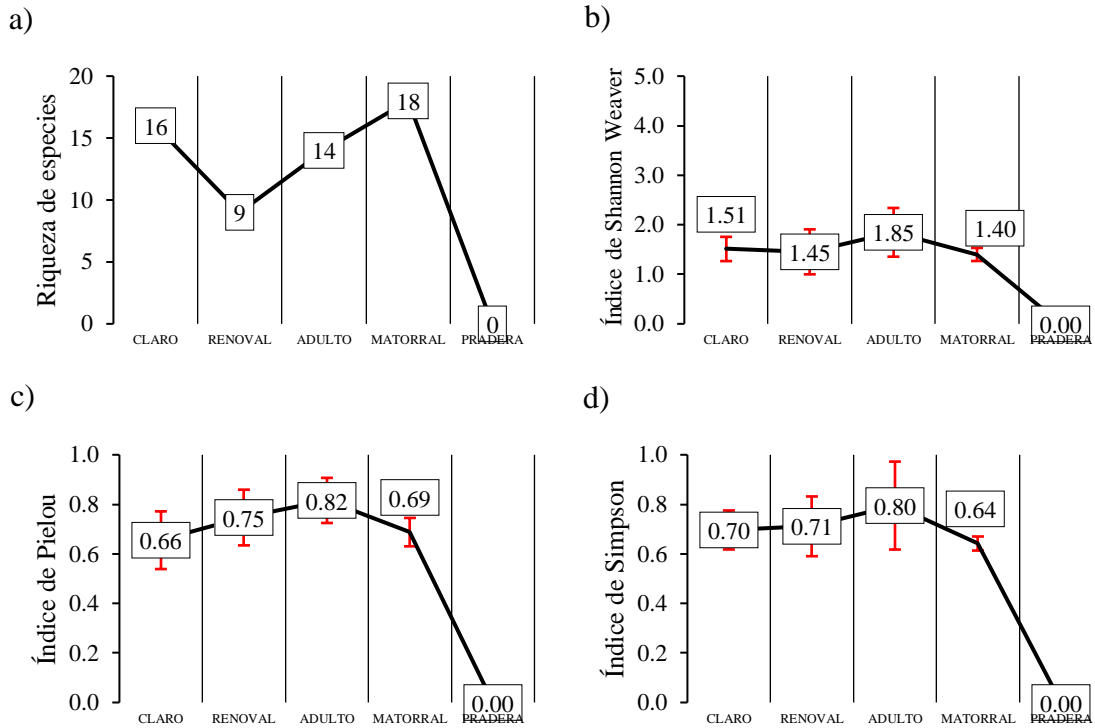


Figura 21. El siguiente gráfico presenta la (a) riqueza de especies, (b) índice de Shannon Weaver, (c) índice de Pielou y (d) índice de Simpson de plantas vasculares epífitas según el estado antrópico presente en la isla Lemuy.

#### 4.3.1.3 Isla Talcán

La mayor riqueza específica de especies vasculares terrestres se registró en los matorrales (36 especies), seguido de las praderas con 17 especies. La diversidad, medida por el índice de Shannon Weaver, fue más alta en los matorrales (2,29), seguida por las praderas (1,99). Además, la equitatividad evaluada mediante el índice de Pielou fue más alta en los matorrales (0,79) que en las praderas (0,78). En cuanto a la dominancia según el índice de Simpson, fue más pronunciada en los matorrales (0,84) que en las praderas (0,83) (ver Figura 22).

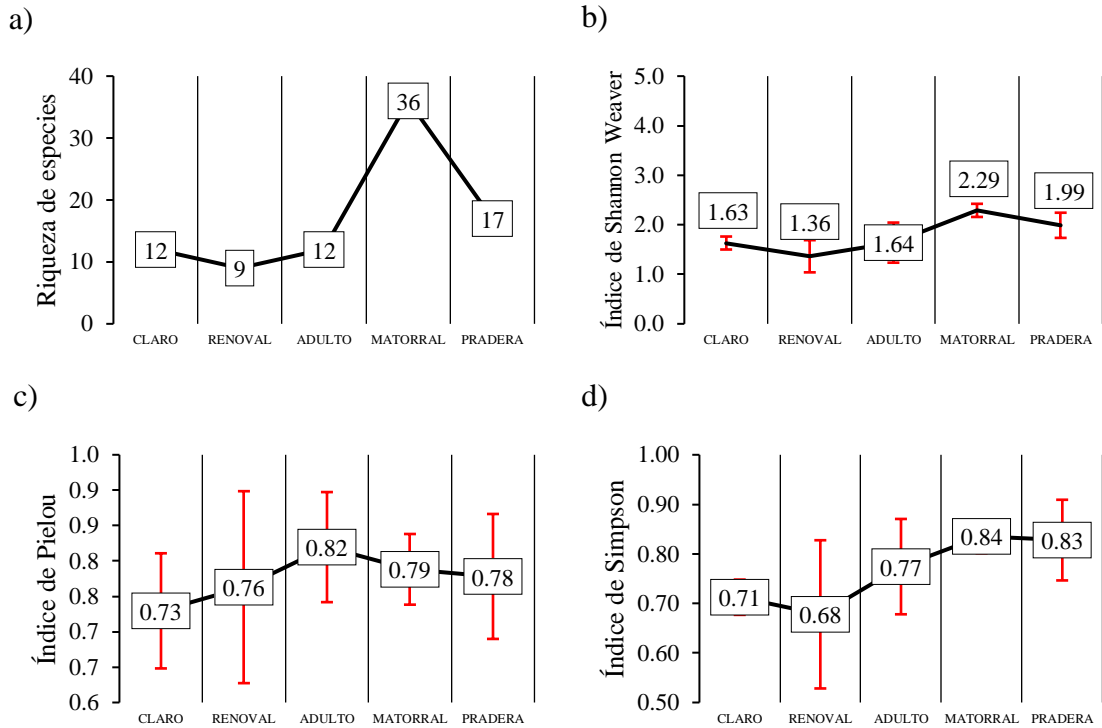


Figura 22. El siguiente gráfico presenta la (a) riqueza de especies, (b) índice de Shannon Weaver, (c) índice de Pielou e (d) índice de Simpson, para plantas vasculares terrestres según el estado antrópico presente en la isla Talcán.

De manera similar a los otros casos, en las praderas no se encontraron especies vasculares epifitas debido a la ausencia de árboles hospederos. Por lo tanto, la riqueza específica de especies vasculares epifitas se registró exclusivamente en los matorrales, con 5 especies identificadas. La diversidad medida por el índice de Shannon Weaver fue de 0,35, mientras que la equitatividad evaluada mediante el índice de Pielou fue de 0,33. En términos de dominancia según el índice de Simpson, fue de 0,19 (ver Figura 23).

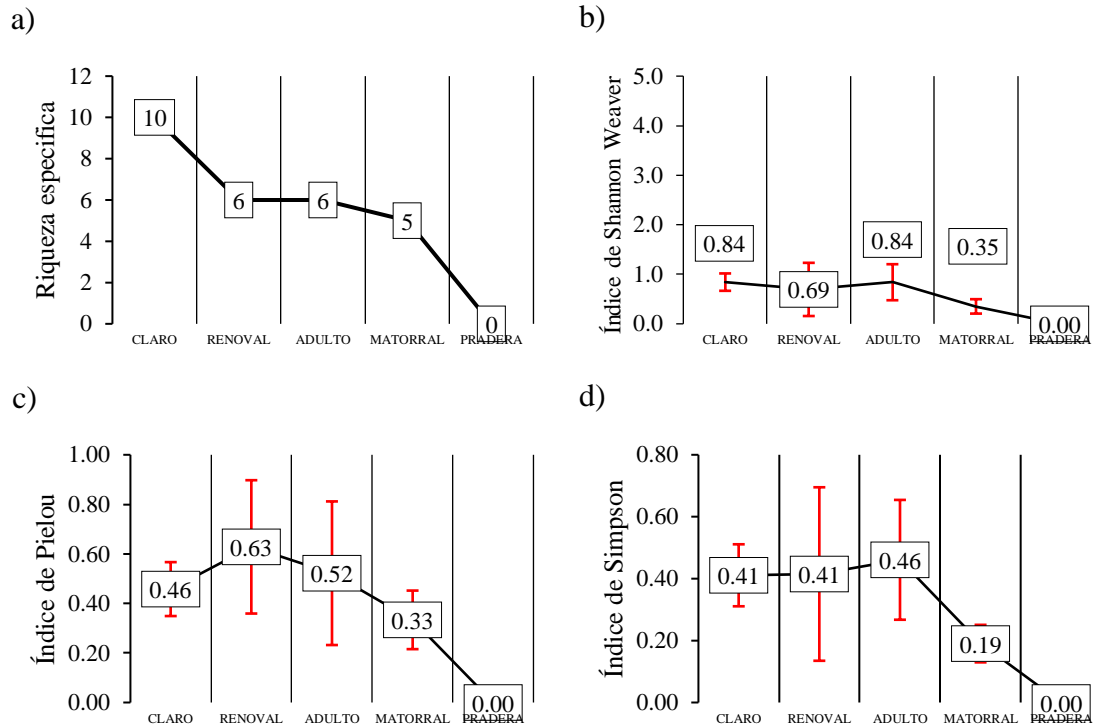


Figura 23. El siguiente gráfico presenta la (a) riqueza de especies, (b) índice de Shannon Weaver, (c) índice de Pielou y (d) índice de Simpson de plantas vasculares epífitas según el estado antrópico presente en la isla Talcán.

#### 4.3.2 Similitud entre estados sucesionales del bosque y ambientes perturbados presentes en las tres islas menores.

Con respecto a la vegetación terrestre presente en las zonas de cambio de uso de suelo e integrando los estados del bosque de referencia, se observa como las praderas y matorrales de la isla Lemuy forman el tercer clúster (sobre 50% de similitud). Mientras que las praderas de isla Talcán e isla Butachauques forman el quinto clúster (bajo el 50% de similitud). El séptimo clúster agrupa el tercero con los matorrales de isla Talcán (bajo el 50% de similitud). El octavo clúster agrupa el quinto con el séptimo. El doceavo clúster agrupa a solamente las parcelas de matorrales y praderas con una similitud menor al 20%, por ende se formaron dos grandes grupos, donde en uno se encuentra el conjunto de estados sucesionales del bosque de referencia y en el otro los estados de cambio de uso de suelo (ver Figura 24).

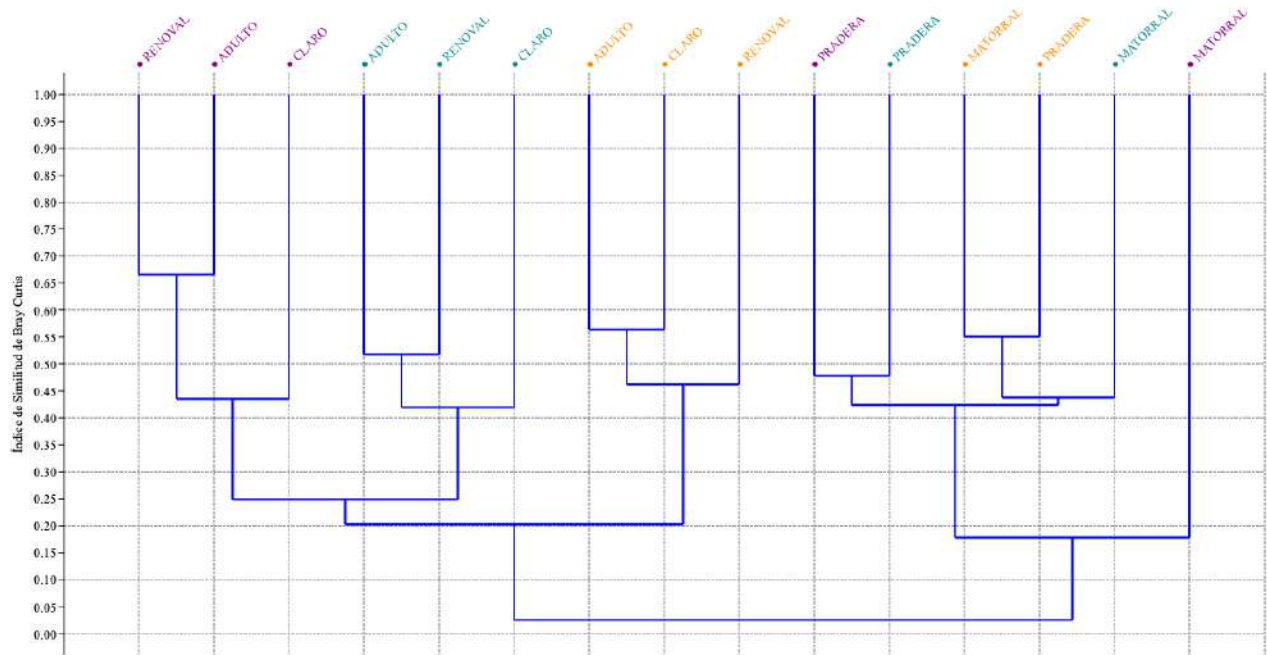


Figura 24. Análisis Clúster. Dendrograma de similitud utilizando el índice de Bray-Curtis, aplicado a la vegetación terrestre registrada en ambientes perturbados en conjunto a los estados naturales de los bosques de referencia. (Morado): Butachauques, (Naranja): Lemuy, (Celeste): Talcán.

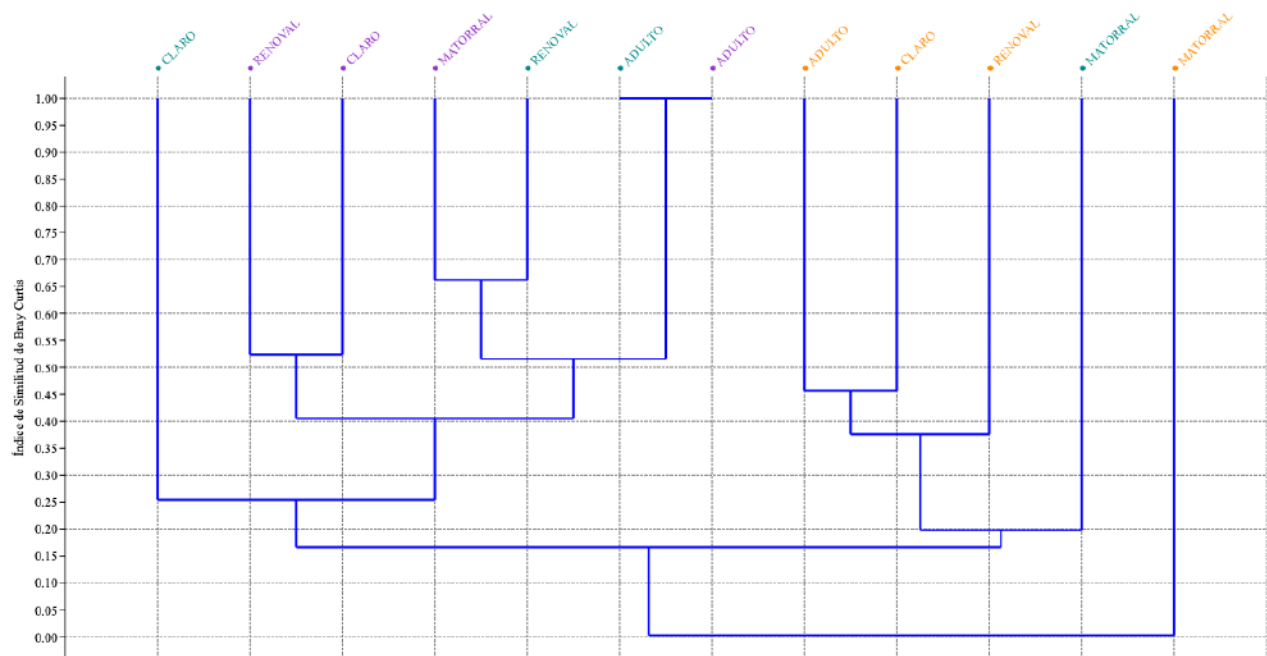


Figura 25. Análisis Clúster. Dendrograma de similitud utilizando el índice de Bray-Curtis, aplicado a la vegetación epifita registrada en ambientes perturbados en conjunto a los estados naturales de los bosques de referencia. (Morado): Butachauques, (Naranja): Lemuy, (Celeste): Talcán.

Con respecto a la vegetación epífita presente en las zonas de cambio de uso de suelo e integrando los estados del bosque de referencia, se observa que los matorrales de isla Lemuy no se asimilan a ninguna de las parcelas trabajadas (0% de similitud). Los matorrales de la isla Talcán se agrupan en el noveno clúster y presenta un 20% de similitud con el bosque de referencia de la isla Lemuy. Por último, los matorrales de la isla Butachauques se agrupan en el segundo clúster con los renovales de isla Talcán (sobre el 60% de similitud) (ver Figura 25).

## 5. DISCUSIÓN

En este estudio determinamos atributos de la comunidad de especies vasculares que permitan caracterizar los bosques de referencia de las islas Talcán, Butachauques y Lemuy, en el Archipiélago de Chiloé, explorando cómo varía la diversidad en las formaciones adultas, claros y renovales. Por otra parte, se integró dos ambientes antrópicos como los matorrales y praderas para evidenciar los efectos en la composición de la flora terrestre y epífita frente a la presión humana.

En el marco de la restauración ecológica, los resultados obtenidos invitan a promover la preservación y conservación de los últimos bosques adultos que existen en las islas menores del Archipiélago de Chiloé, como también, incentivar el manejo de los bosques secundarios y/o degradados con el fin de obtener atributos, funciones y servicios semejantes a los generados por el bosque adulto. Particularmente para el Archipiélago de Chiloé, se ha reportado que la prioridad de restauración debiese orientarse a los ecosistemas más degradados de las islas (Bannister *et al.* 2013).

### **5.1 Objetivo específico 1. Definir la composición florística en los bosques siempreverdes de las islas menores del Archipiélago de Chiloé a lo largo de distintos estados sucesionales, incluyendo la comunidad de especies terrestres y epifitas encontradas.**

Las islas estudiadas muestran diferencias marcadas tanto en la riqueza de especies y la composición florística, influenciadas por factores edáficos y el grado de intervención humana. Los bosques de la isla Lemuy, con 51 especies vasculares, exhiben una mayor riqueza específica, con formaciones boscosas dominadas por *Nothofagus dombeyi* (Coigüe común), lo que sugiere características de bosques del tipo Valdiviano (Villagrán *et al.* 1986). Sin embargo, esta alta diversidad va acompañada de la presencia de especies exóticas invasoras, como *Rubus constrictus* y *Ulex europaeus* al interior de sus formaciones

secundarias. Ésta última especie se encuentra entre las 100 especies más invasoras del mundo (ISSG 2013) al generar considerable hojarasca y un denso dosel el cual se seca y lo vuelve inflamable (Egunjobi 1971, Anderson & Anderson 2009), constituyendo un obstáculo crítico para la restauración de los ecosistemas nativos (D'Antonio & Meyerson 2002, Hulme 2006). Autores como Quintanilla & Matute (2005) mencionan que en su mayoría las formaciones boscosas que se observan en esta isla menor son de tipo secundario, a causa del consumo de sus recursos forestales y el cambio de uso del suelo para actividades agroganaderas, además de la introducción de especies alóctonas la cual ha dificultado aún más la recuperación del bosque original, generando impactos en la regeneración natural y modificando de manera significativa la diversidad de especies nativas (Baret *et al.* 2006, Christina *et al.* 2020, Hornoy *et al.* 2013).

Por consiguiente, las islas Butachauques y Talcán presentan particularidades de los bosques norpatagónicos, ya que, el dosel arbóreo se encuentra dominado por *Nothofagus nitida* (Coigue de Chiloé) y acogen una menor riqueza específica (n=32 y n=22). La ausencia de especies exóticas en estas islas, junto con la predominancia de especies nativas y endémicas como *Hymenophyllum dicranotrichum* y *Luzuriaga polyphylla*, indica un estado de conservación significativamente mejor en comparación con Lemuy. Estos resultados corroboran estudios como los de Simberloff (1995) y Hulme (2006) que resaltan la importancia del aislamiento para reducir la perturbación ecológica y la invasión biológica, por tanto, una menor intervención humana está relacionada con la reducida accesibilidad a las ínsulas debido a la distancia entre ellas y algún territorio mayor como la isla Grande o el continente.

Otro de los hallazgos más destacados en los bosques de las islas Lemuy, Butachauques y Talcán es la alta representación de helechos, que constituyen el 38,5% de las especies, superando a las especies arbóreas, que abarcan solo el 18,5%. El aumento en la abundancia y diversidad de helechos en estos ecosistemas insulares puede explicarse por las condiciones ambientales particulares, como la alta humedad, la influencia del régimen de precipitaciones y la sombra provista por el dosel arbóreo, que crean un microclima ideal para el desarrollo de helechos, en especial los epífitos (Smith *et al.* 2006).

La familia *Hymenophyllaceae* se destaca en los bosques insulares como la más diversa, con tres géneros: *Hymenoglossum*, *Serpyllopsis* e *Hymenophyllum*, los dos primeros monotípicos e *Hymenophyllum* con 15 especies de las 18 descritas para Chile continental (Rodríguez & Marticorena 1995). Lo anterior presenta semejanzas con lo registrado por Parra *et al.* (2012) en el Parque Katalapi, ubicado en la Cordillera de Quillaípe, Provincia de Llanquihue, donde la única diferencia con respecto a estos helechos fue la presencia de *H. darwinni* y la ausencia de *H. magallanicum*, la que en este estudio

fue registrada en la isla Lemuy. En cuanto al estado de conservación cinco de ellas están clasificadas como Vulnerable (Baeza *et al.* 1998) siendo la especie endémica *H. dicranotrichum* la que se encontró presente en las tres islas menores, obteniendo la mayor abundancia como especie epífita de los bosques de la isla Talcán.

La presencia y diversidad de estos helechos epífitos reflejan el buen estado de conservación de los ecosistemas forestales, ya que dependen de condiciones ambientales muy específicas, como la estabilidad del microclima y la importancia de la humedad y el dosel arbóreo en el mantenimiento de estas especies (Smith *et al.* 2006). Esto subraya la relevancia de incluir la flora epífita en futuros estudios de conservación y restauración, dado su valor como indicador ecológico y su rol en la biodiversidad insular. Además, cualquier esfuerzo de restauración debería enfocarse no solo en las especies arbóreas, sino también en las epífitas, que desempeñan un rol vital en la funcionalidad y sostenibilidad de los ecosistemas forestales.

## **5.2 Objetivo específico 2. Evaluar la riqueza y diversidad de las comunidades de especies vasculares epífitas y terrestres a lo largo de tres distintos estados sucesionales del bosque de referencia (bosque adulto, claros de bosque y renovales).**

En Butachauques, la presencia de una gran cantidad de especies de plantas terrestres en los claros del bosque sugiere que este hábitat proporciona condiciones ideales para que estas especies se establezcan y crezcan. La literatura hace referencia a este fenómeno como típico de áreas en proceso de recuperación inicial o afectadas por perturbaciones, donde el incremento de la luz y del espacio disponible promueve la colonización de distintas especies (Jones & Sharitz 2007). No obstante, en esta isla los bosques maduros exhiben una mayor igualdad en la distribución de especies, de acuerdo con investigaciones que sugieren que los bosques más estables tienden a evidenciar una mayor complejidad en su estructura y función, favoreciendo una coexistencia más equilibrada de especies (Hubbell 2001). Los renovales de Butachauques, a pesar de tener menos variedad que los bosques maduros, muestran una equitatividad y diversidad relativa destacables. Esto se relaciona con la idea de que los ecosistemas en proceso de regeneración pueden conservar una diversidad moderada durante etapas intermedias de sucesión, en las cuales la competencia por recursos todavía no ha promovido la dominancia de algunas especies (Connell 1978).

En Lemuy, los bosques secundarios se caracterizan por la amplia diversidad de especies, lo que indica la presencia de un entorno heterogéneo y con una gran riqueza de microhábitats. Este modelo ha sido mencionado en investigaciones sobre bosques secundarios, en los cuales la variabilidad del entorno puede crear hábitats para una mayor variedad de especies (Chazdon 2014). En contraste, las áreas abiertas muestran una diversidad y equidad significativas, características comunes en zonas sujetas a perturbaciones que promueven la rápida y variada recolonización (Walker & del Moral 2003). Sin embargo, en Lemuy los renovales presentan una menor diversidad y equidad en comparación, lo cual indica una etapa intermedia de sucesión ecológica en la que comienza a establecerse la dominancia de ciertas especies, como se ha evidenciado en investigaciones previas sobre sucesión forestal (Peña-Claros 2003).

En Talcán, se puede notar que los claros del bosque y los bosques maduros tienen una cantidad parecida de especies, aunque los bosques maduros exhiben una equitatividad y estabilidad superiores. Esto confirma la noción de que los ecosistemas más avanzados, como los bosques antiguos, fomentan una convivencia más equilibrada de especies a través de interacciones complejas y nichos diversificados (Tilman 1982).

La diversidad de especies vasculares epífitas en Butachauques es mayor en los claros del bosque, posiblemente debido a una mayor presencia de luz y microclimas húmedos, condiciones que se han documentado ampliamente como beneficiosas para la colonización de las epífitas (Benzing 1990). En los bosques antiguos, a pesar de una menor diversidad de epífitas, la dominancia de especies es baja, lo que indica que estos bosques ofrecen un ambiente más estable y menos competitivo, en línea con investigaciones previas que sugieren que la competencia por el espacio es menos intensa en entornos más maduros y estables (Zotz & Hietz 2001).

En Lemuy, los bosques maduros exhiben la mayor equidad y variedad de plantas epífitas, lo cual concuerda con estudios que resaltan la habilidad de los bosques estables para conservar una amplia diversidad de epífitas gracias a la complejidad estructural y la creación de microhábitats (Gentry & Dodson 1987). En cambio, en Talcán, tanto los espacios abiertos del bosque como los bosques viejos tienen una diversidad parecida, sin embargo, los bosques en proceso de regeneración muestran una distribución más equitativa de especies, indicando que estos ambientes en restauración brindan posibilidades para una distribución más uniforme de epífitas en sus inicios de establecimiento.

Las islas de Butachauques y Talcán exhiben una mayor similitud en lo que respecta a la composición de especies vasculares, lo cual podría reflejar condiciones ambientales y procesos ecológicos

compartidos, como la influencia de factores climáticos o la conectividad entre islas (Whittaker & Fernández-Palacios 2007). El patrón de afinidad entre islas ha sido mencionado en investigaciones sobre biogeografía insular, en las cuales las islas vecinas tienden a tener una mayor cantidad de especies en común debido a su cercanía y similitud en los disturbios que enfrentan (MacArthur & Wilson 1967). En Lemuy, por otro lado, los bosques maduros y las áreas abiertas muestran una mayor semejanza en comparación con los renovales, lo que indica que la sucesión en esta isla puede ser más afectada por disturbios recientes o por prácticas históricas de uso de la tierra, tal como se ha demostrado en investigaciones sobre sucesión forestal en paisajes fragmentados (Laurance *et al.* 2002).

5.3 Objetivo específico 3. Evaluar el cambio de uso de suelo (matorral y pradera) sobre la riqueza y diversidad de comunidades de especies vasculares terrestres y epífitas en relación con el bosque de referencia.

La comparación entre los bosques de referencia y los ambientes perturbados en las islas Butachauques, Lemuy y Talcán evidencia el impacto de la fragmentación y degradación del paisaje en la flora nativa. En los bosques de referencia, se mantienen condiciones más estables de humedad y sombra que favorecen la presencia de especies endémicas y nativas adaptadas a estos microclimas, incluyendo plantas criptógamas y epífitas, que dependen de una mayor humedad relativa y estabilidad climática (Kimmins & Kurz 1987). En contraste, en entornos perturbados, la modificación de estas condiciones crea un ambiente favorable para la proliferación de especies introducidas y oportunistas, las cuales pueden colonizar rápidamente áreas expuestas (Zuloaga *et al.* 2008).

En el caso de Butachauques, las especies nativas prevalecen en el paisaje perturbado, aunque las especies introducidas constituyen un porcentaje significativo (34%), lo que sugiere una presión continua sobre la flora local. El mismo patrón se repite en Lemuy, aunque con un porcentaje aún mayor de especies introducidas (49%), lo que sugiere que la alteración en esta isla ha sido más intensa o más prolongada en el tiempo (Díaz 2007). En Talcán, el porcentaje de especies endémicas es mayor (7%) que en las otras islas. Sin embargo, la presencia de especies introducidas sigue siendo preocupante. Esto revela que, aunque la insularidad pudo haber protegido en parte la flora nativa, la introducción de especies exóticas se ha convertido en un fenómeno generalizado (Matthei 1995). Un aspecto clave a destacar es el efecto de estas especies exóticas en la regeneración natural. Muchas de ellas, como *Agrostis capillaris* y *Holcus lanatus*, forman pastizales densos que inhiben el establecimiento de plántulas de especies nativas,

reduciendo así las oportunidades de regeneración forestal (Ramírez *et al.* 1977). En este sentido, se crea un ciclo desfavorable en el cual las especies exóticas prevalecen, dificultando la regeneración natural de la vegetación autóctona y resultando en una homogeneización de la flora en dichas áreas (Zuloaga *et al.* 2008).

En cuanto a la diversidad, los ambientes perturbados parecen tener un mayor número de especies, pero esto no indica una mejora en la salud del ecosistema. El aumento se debe principalmente a la entrada de especies exóticas, que generan una falsa sensación de diversidad mientras que la equitatividad disminuye y la dominancia aumenta. Esto sugiere que un pequeño grupo de especies, típicamente introducidas, están dominando el espacio y los recursos, desplazando a las especies nativas y reduciendo la complejidad estructural del ecosistema (Díaz 2007, Matthei 1995).

Por último, la disminución de especies epífitas en entornos perturbados es particularmente preocupante, dado que estos vegetales son indicadores fundamentales de la calidad del hábitat. La falta de epífitas exóticas en Butachauques y Talcán, y la aparición de algunas en Lemuy como epífitas esporádicas, indica el nivel de perturbación que han experimentado cada una de las islas. Esto resalta la resiliencia de las comunidades epífitas nativas, que pueden persistir en condiciones adversas, pero con menor número, diversidad y distribución que en los bosques de referencia (Kimmins & Kurz 1987).

## 6. CONCLUSIONES

### **6.1 Objetivo específico 1. Definir la composición florística en los bosques siempreverdes de las islas menores del Archipiélago de Chiloé a lo largo de distintos estados sucesionales, incluyendo la comunidad de especies terrestres y epífitas encontradas.**

Los bosques de las islas Lemuy, Butachauques y Talcán muestran diferencias significativas en su composición florística, evidenciando una variabilidad ecológica destacada. En Lemuy se observa una mayor diversidad, reflejo de una mayor productividad edáfica en comparación con las islas Butachauques y Talcán. Esta heterogeneidad en la riqueza de especies subraya la influencia de las condiciones edáficas sobre la estructura forestal y la diversidad biológica.

A nivel de formas de vida, los helechos dominan sobre las especies arbóreas en todas las islas, destacándose el género *Hymenophyllum* como uno de los grupos más diversos y significativos. La medición y monitoreo de estas especies epífitas son cruciales debido a su rol en la estructura del bosque

y su sensibilidad a cambios ambientales, lo cual proporciona información valiosa sobre el estado de salud y la dinámica ecológica del ecosistema.

Los bosques del tipo norpatagónico presentaron un mejor estado de conservación, puesto a la ausencia de especies exóticas al interior de ellos. En cambio, en los del tipo Valdiviano se registró un cierto grado de presión antrópica por la presencia de especies invasoras como *Rubus constrictus* y *Ulex europaeus*, pone de manifiesto el impacto de las actividades humanas en la flora nativa de los bosques de la isla Lemuy. Este hallazgo resalta la importancia de implementar medidas de conservación específicas para prevenir y controlar la invasión de especies exóticas. Cada isla presenta un perfil ecológico distintivo que debe ser integrado en las estrategias de gestión y conservación para preservar la integridad y funcionalidad de estos bosques insulares.

## **6.2 Objetivo específico 2. Evaluar la riqueza y diversidad de las comunidades de especies vasculares epífitas y terrestres a lo largo de tres distintos estados sucesionales del bosque de referencia (bosque adulto, claros de bosque y renovales).**

Los patrones de diversidad y estructura en los bosques de Butachauques, Lemuy y Talcán reflejan diferencias claras según los estados sucesionales. En los claros de bosque, especialmente en Butachauques y Lemuy, se observa una mayor riqueza de especies vasculares terrestres y epífitas, indicando que las perturbaciones promueven la colonización y diversidad. Sin embargo, los bosques maduros presentan una mayor equitatividad, lo que sugiere estabilidad ecológica y una coexistencia más equilibrada de especies.

La similitud florística entre Butachauques y Talcán indica condiciones ambientales compartidas, mientras que Lemuy muestra una trayectoria sucesional distinta, influenciada por disturbios más intensos. Estos resultados destacan la necesidad de estrategias de manejo que consideren las particularidades ecológicas de cada isla, promoviendo la restauración de especies nativas y controlando las invasiones de especies exóticas.

## **6.3 Objetivo específico 3. Evaluar el cambio de uso de suelo (matorral y pradera) sobre la riqueza y diversidad de comunidades de especies vasculares terrestres y epífitas en relación con el bosque de referencia.**

Los bosques de referencia en Butachauques, Lemuy y Talcán mantienen una mayor riqueza de especies nativas y estabilidad ecológica en comparación con los ambientes perturbados, donde la fragmentación ha favorecido la proliferación de especies exóticas. Lemuy es especialmente afectada, con casi un 50% de especies introducidas, mientras que en Talcán y Butachauques, aunque afectados en menor medida, muestran mayor resiliencia.

La tendencia a la dominancia de gramíneas exóticas también es evidente las que inhiben la regeneración de plantas nativas refuerza un ciclo de degradación. Este fenómeno crea una falsa percepción de diversidad, ya que las especies invasoras dominan los ecosistemas antrópicos, desplazando a las nativas y simplificando la estructura vegetal, lo que dificulta la regeneración forestal.

Además, la diversidad de epífitos se reduce significativamente en los ambientes perturbados, evidenciando una dominancia de una o pocas especies adaptadas a condiciones abiertas. Esta simplificación de la estructura epifita sugiere una respuesta desigual a las perturbaciones y destaca la necesidad de medidas de conservación para preservar la integridad ecológica y la diversidad funcional en estos ecosistemas.

## 7. REFERENCIAS

- Aiba, SI., Hill, DA. & Agetsuma, N. (2001). Comparison between old-growth stands and secondary stands regenerating after clear-felling in warm-temperate forests of Yakushima, southern Japan. *Forest Ecology and Management* 140: 163-175. DOI: 10.1016/s0378-1127(00)00325-x.
- Anderson SAJ. & Anderson WR. (2009). Predicting the elevated dead fine fuel moisture content in gorse (*Ulex europaeus* L.) shrub fuels. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(12): 2355–2368. <https://doi.org/10.1139/X09-142>.
- Armesto, J. J. & Figueroa, J. (1987). Stand structure and dynamics in the temperate rain forests of Chiloé Archipelago, Chile. *Journal of Biogeography*, 367-376.
- Baeza, M., Barrera, E., Flores, J., Ramírez, C., & Rodríguez, R. (1998). Categorías de conservación de Pteridophyta nativas de Chile. *Boletín Museo Nacional de Historia Natural*, 47, 23-46.
- Bannister, J & Donoso, P. (2013). Forest Typification to Characterize the Structure and Composition of Old-growth Evergreen Forests on Chiloe Island, North Patagonia (Chile). *Forests*. DOI: 4. 1085-1105. 10.3390/f4041087.
- Bannister, J. (2012). Dynamics and restoration of *Pilgerodendron uviferum* forests on Chiloé Island, North Patagonia, Chile.
- Bannister, J. R., Kremer, K., Schlegel, B., & Carrasco-Farias, N. V. (2018). Silvicultura para la restauración de ecosistemas forestales Norpatagónicos en la Isla Grande de Chiloé, Chile. *Silvicultura en bosques nativos. Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos*. Pp, 215-231.
- Bannister, J. R., Donoso, P. J., & Mujica, R. (2016). Silviculture as a tool for restoration of temperate forests. *Revista Bosque*, 37(2), 229-235.
- Bannister, Jan, 2018. Tepuales. *Tesoro de Chiloé y la Patagonia Insular*. Instituto Forestal, Chile. p. 74.
- Baret, S., Rouget, M., Richardson, D.M., Lavergne, C., Egoh, B., Dupont, J., & Strasberg, D. (2006). Current distribution and potential extent of the most invasive alien plant species on La Réunion (Indian Ocean, Mascarene islands). *Austral Ecology*, N° 31. Pp: 747–758. <https://doi.org/10.1111/j.14429993.2006.01636.x> .
- Barthlott, W., V. Schmit-Neuerburg, J. Nieder y S. Engwald. 2001. Diversity and abundance of vascular epiphytes: a comparison of secondary vegetation and primary montane rain forest in the Venezuelan Andes. *Plant Ecology* 152: 145-156.
- Benzing, D. H. (2008). *Vascular epiphytes: general biology and related biota*. Cambridge University Press.

- Benzing, D. H. (1998). Vulnerabilities of tropical forests to climate change: the significance of resident epiphytes. *Climate Change* 39: 519-540.
- Benzing, D. H. (1990). *Vascular epiphytes: General biology and related biota*. Cambridge University Press.
- Braun-Blanquet, J. (1932). *Plant Sociology, the Study of Plant Communities*, Traducción del alemán., revisión y edición de Fuller, G. D. & Conrad, H. S., reimpresso, Hafner Pub. Co., Nueva York, N. Y. , 439 págs.
- Brower, J. E., Zar, J. H., & Von Ende, C. A. (1984). *Field and laboratory methods for general ecology*. Dubuque: Wm. C. C. Brown.
- Cáceres Novoa, N., Meneses Jiménez, F., Fuenzalida Carrión, J., Vidal Ojeda, O., & Bannister Hepp, J. (2024). Diagnóstico del estado actual de los bosques nativos de las islas menores de la región de Los Lagos, Chile. *Ciencia & Investigación Forestal*, 29(3), 21–44. <https://doi.org/10.52904/07184646.2023.597>.
- Chazdon, R. L. (2014). *Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. University of Chicago Press.
- Christina, M., Limbada, F. & Atlan, A. (2020). Climatic niche shift of an invasive shrub (*Ulex europaeus*): a global scale comparison in native and introduced regions. *J. Plant Ecol.*, N° 13. Pp: 42–50. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtz041>.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science*, 199(4335), 1302-1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>.
- Corporación Nacional Forestal (CONAF). (2013). *Monitoreo de cambios, corrección cartográfica y actualización del Catastro de los recursos vegetacionales nativos de la región de los Lagos*. Informe Final. Valdivia, Chile. 152 p.
- D'Antonio, C.M. & Meyerson, L.A. (2002). Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A synthesis. *Restoration Ecology*, 10(4): 703–713. <https://doi.org/10.1046/j.1526100X.2002.01051.x>.
- Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I., & Montero, G. (2003). Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación agraria: Sistemas y recursos forestales*, 12(1), 159-176.
- Denton, G. H., Heusser, C., Lowell, T. V., Moreno, P. I., Andersen, B. G., Heusser, L. E., Schlüchter, and Marchant, R., 1999. Interhemispheric linkage of paleoclimate during the last glaciation. *Geografiska Annaler* 81A: 107-153."
- Di Castri, F. & Hajek, E. (1976). *Bioclimatología de Chile*, Santiago, Chile: Vicerrectoría Académica de la Universidad Católica de Chile.

- Díaz, S. (2007). Invasiones biológicas: Impactos y desafíos para la restauración de ecosistemas. *Ecología y Biodiversidad en Ambientes Perturbados*, 45-67.
- Egunjobi, J.K. (1971). Ecosystem processes in a stand of *Ulex europaeus* L.: I. Dry matter production, litter fall and efficiency of solar energy utilization. *J. Ecol.*, 59(1): 31-38. <https://doi.org/10.2307/2258449>.
- FAO & GTIS. (2015). Estado Mundial del Recurso Suelo (EMRS) – Resumen Técnico. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura y Grupo Técnico Intergubernamental del Suelo, Roma, Italia.
- Gann GD, McDonald T, Walder B, Aronson J, Nelson CR, Jonson J, Hallett JG, Eisenberg C, Guariguata MR, Liu J, Hua F, Echeverría C, Gonzales E, Shaw N, Decler K, Dixon KW (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27(S1): S1–S46.
- Gentry, A. H., & Dodson, C. (1987). Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica*, 149-156.
- Gentry, A. H., & Dodson, C. H. (1987). Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 74(2), 205-233. <https://doi.org/10.2307/2399395>
- Grenier, P. (1984). *Chiloé et les chilotes: Marginalité et dépendance en Patagonie chilienne*. Aix-en-Provence, Francia: EDISUD.
- Gutiérrez, A.G., Armesto, J.J., Aravena, J.C., Carmona, M., Carrasco, N.V., Christie, D.A., Pena, M.P., Pérez, C & Huth, A. (2009). Caracterización estructural y ambiental de bosques lluviosos templados de crecimiento antiguo del norte de la isla de Chiloé, Chile: relevancia regional y global. *Bosque Ecol. Manag.* 258, 376–388.
- Gutiérrez, A. G., Aravena, J. C., Carrasco-Farías, N. V., Christie, D. A., Fuentes, M. and Armesto, J. J., 2008. Gap-phase dynamics and coexistence of a long-lived pioneer and shade-tolerant tree species in the canopy of an old-growth coastal temperate rain forest of Chiloé Island, Chile. *Journal of Biogeography* 35: 1674–1687.
- Hofstede, R. G. M., J. H. D. Wolf y D. H. Benzing. 1993. Epiphytic biomass and nutrient status of a Colombian upper montane rain forest. *Selbyana* 14: 37-45.
- Hornoy, B., Atlan, A., Roussel, V., Buckley, Y. & Tarayre, M. (2013). Two colonisation stages generate two different patterns of genetic diversity within native and invasive ranges of *Ulex europaeus*. *Heredity*, N° 111. Pp: 355-363. <https://doi.org/10.1038/hdy.2013.53>.
- Hubbell, S. P. (2001). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press.

- Hulme, P.E. (2006). Beyond control: Wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 43(5): 835–847. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01227.x>.
- Instituto Nacional de Estadísticas (INE). (2017). Censo de Población y Vivienda 2017. Santiago, Chile: INE.
- ISSG (2013). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. Global invasive species database. invasive species specialist group. Species survival commission. Auckland, New Zealand: International Union for Conservation of Nature. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=100ss>.
- Jones, R. H., & Sharitz, R. R. (2007). Forest stand dynamics and species composition in response to climate change. *Ecology*, 88(2), 402-411. <https://doi.org/10.1890/05-1590>
- Köster, N., J. Nieder y W. Barthlott. 2011. Effect of host tree traits on epiphyte diversity in natural and anthropogenic habitats in Ecuador. *Biotropica* 43: 685-694.
- Köster, N., K. Friedrich, N. Nieder y W. Barthlott. 2009. Conservation of epiphyte diversity in an Andean landscape transformed by human land use. *Conservation Biology* 25: 911-919.
- Kimmins, J. P. & Kurz, W. A., (1987). Analysis of some sources of error in methods used to determine fine root production in forest ecosystems: a simulation approach. *Canadian Journal of Forest Research*, 17(8), 909-912.
- Kimmins, J.P. & Kurz, W.A. (1987). Dynamic interactions between forest ecosystems and disturbance. *Forest Ecology and Management*, 15(1), 203-214.
- Larrea, M. L. y F. Werner. 2010. Response of vascular epiphyte diversity to different land-use intensities in a neotropical montane wet forest. *Forest Ecology and Management* 260: 1950-1955.
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., ... & Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16(3), 605-618. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- Lumley, S. H. & Switsur, R. (1993). Late quaternary chronology of the Taitao Peninsula, southern Chile. *Journal of Quaternary Science*, 8(2), 161-165.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Matthei, O. 1995. *Manual de las malezas que crecen en Chile*. Universidad de Concepción, Chile. 545 pp.

- Miller, J. R., & Hobbs, R. J. (2007). Habitat restoration Do we know what we're doing? *Restoration ecology*, 15(3), 382-390.
- Nadkarni, N. M. y R. Solano. 2002. Potential effects of climate change on canopy communities in a tropical cloud forest: an experimental approach. *Oecologia* 131: 580-586.
- Parra, M. J., Acuña, K., Corcuera, L., & Rodríguez, R. (2012). Presencia de la familia hymenophyllaceae (Pteridophyta) en el parque Katalapi, cordillera de Quillaipe, provincia de Llanquihue, Chile. *Gayana. Botánica*, 69(2), 384-387.
- Pauchard A, M Aguayo, E Peña & R Urrutia (2006) Múltiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan área (Concepción, Chile). *Biological Conservation* 127: 272-281.
- Peña-Claros, M. (2003). Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica*, 35(4), 450-461. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2003.tb00605.x>
- Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2010). Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual review of environment and resources*, 35(1), 25-55.
- Quintanilla, V., & Matute, J. (2005). Retroceso y degradación del bosque nativo en una isla de la región de Chiloé: el caso de la isla Lemuy. *Revista de Geografía Norte Grande*, (33), 113-130.
- Ramírez, C., Westermeier, R. & Henríquez, P. (1977). El impacto de la actividad ganadera sobre la vegetación en el sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 50, 123-134.
- Rodríguez, R. 1995. Pteridophyta. En: C. Marticorena & R. Rodríguez (eds.), *Flora de Chile*, Volumen 1, pp. 119-309. Editora Aníbal Pinto S.A. Concepción, Chile.
- Simberloff, D. (1995). Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas?
- Smith, A. R., Pryer, K. M., Schuettpelz, E., Korall, P., Schneider, H., & Wolf, P. G. (2006). A classification for extant ferns. *Taxon*, 55(3), 705-731.
- Tilman, D. (1982). *Resource competition and community structure*. Princeton University Press.
- Turner, I. M., H. T. W. Tan, Y. C. Wee, A. B. Ibrahim, P. T. Chew y R. T. Corlett. 1994. A study of plant species extinction in Singapore: lessons for the conservation of tropical biodiversity. *Conservation Biology* 8: 705-712.
- UXAPPS LTD. (2016). Número aleatorio (Versión) [Aplicación móvil]. Google Play [https://play.google.com/store/apps/details?id=ru.uxapps.random&hl=es\\_419&gl=US&pli=1](https://play.google.com/store/apps/details?id=ru.uxapps.random&hl=es_419&gl=US&pli=1).
- Vergara, N. (2013). Importancia del suelo arbóreo para los helechos película (*Hymenophyllaceae*) en el dosel del bosque templado lluvioso de Chile. Bachelor thesis. Universidad Austral de Chile.

- Villagrán, (1985). Análisis palinológico de los cambios vegetacionales durante el Tardiglacial y Postglacial en Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 58(1), 57-69.
- Villagrán, C. 2020. Biogeographical history of bryophytes in Chile. *Gayana. Botánica*, 77(2), 73-114. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432020000200073>.
- Villagrán, C. e Hinojosa, L. F., 2005. Esquema biogeográfico de Chile. En: *Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines*. Ediciones de la Universidad Nacional Autónoma de México, Jiménez Editores, México, pp. 551–577.
- Villagrán, C., 2001. Un modelo de la historia de la vegetación de la Cordillera de La Costa de Chile central-sur: La hipótesis glacial de Darwin. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 793-803.
- Walker, L. R., & del Moral, R. (2003). *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press.
- Whittaker, R. J., & Fernández-Palacios, J. M. (2007). *Island biogeography: Ecology, evolution, and conservation* (2nd ed.). Oxford University Press.
- Wirth, C., Gleixner, G. & Heimann, M. (2009). Old-growth Forest: function, fate and value - An Overview. Chapter 1. In Wirth C, G Gleixner, M Heimann eds. *Old-growth Forest: Function, fate and value*. Berlin, Germany. Springer-Verlag. p. 11-33.
- Wolf, J. H. (1993). Epiphyte communities of tropical montane rain forests in the northern Andes. I. Lower montane communities. *Ecology of epiphytes and epiphyte communities in montane rain forests, Colombia.*, 19.
- Wolf, J. H. (1993). Epiphyte communities of tropical montane rain forests in the northern Andes. II. Upper montane communities. *Ecology of epiphytes and epiphyte communities in montane rain forests, Colombia.*, 85.
- Wolf, J. H. D. 2005. The response of epiphytes to anthropogenic disturbance of pine oak forests in the highlands of Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management* 212: 376-393.
- Wolf, J. H., Gradstein, S. R., & Nadkarni, N. M. (2009). A protocol for sampling vascular epiphyte richness and abundance. *Journal of Tropical Ecology*, 25(2), 107-121.
- Zotz, G., & Hietz, P. (2001). The physiological ecology of vascular epiphytes: Current knowledge, open questions. *Journal of Experimental Botany*, 52(364), 2067-2078. <https://doi.org/10.1093/jexbot/52.364.2067>
- Zotz, G. (2013). The systematic distribution of vascular epiphytes—a critical update. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 171(3), 453-481.

Zotz G & Bader M. 2009. Epiphytic plants in a changing world: Global change effects on vascular and non-vascular epiphytes. *Progress in Botany* 70: 147-170. 2008.

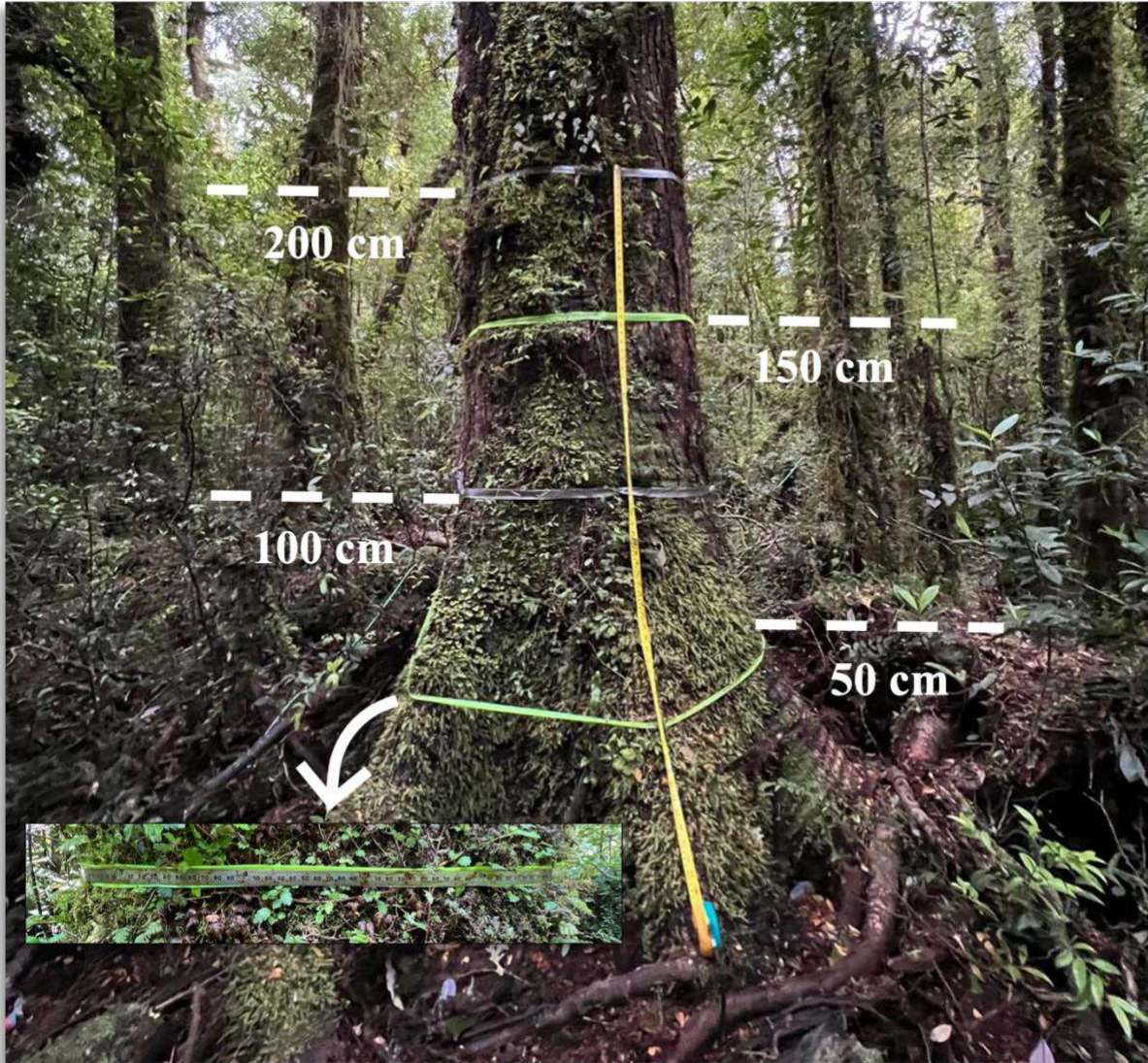
Zuloaga, F.O., Morrone, O., Belgrano, M.J. (eds.), Marticorena, C. (Chile), Marchesi, E. (Uruguay) (eds. asoc.). 2008. *Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay)*. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden* 107 (3 vols.): i-xcvi, 1-3348.

## 8. ANEXOS

### Anexo 1. Muestreo de especies terrestres.



**Anexo 2.** Muestreo de especies epifitas.



**Anexo 4.** Listado de especies presentes en los bosques de las islas Butachauques, Lemuy y Talcán, según su forma de vida, familia, origen y sector insular. Sinonimia: Nativa (N), Endémica (E), Introducida (I), Vulnerable (VU), Casi amenazada (NT), En Peligro (EN), En peligro crítico (CR), Preocupación menor (LC). Terrestre (Tr), Epífita (Ep), Butachauques (B), Lemuy (L), Talcán (T).

Forma de vida	Familia	Género	Especie	Origen	Estado de conservación	Tr	Ep	B	L	T
Arbórea	<i>Atherospermataceae</i>	<i>Laureliopsis</i>	<i>Philippiana</i>	N		*		x		x
	<i>Cunoniaceae</i>	<i>Caldcluvia</i>	<i>paniculata</i>	N		*		x		x
	<i>Elaeocarpaceae</i>	<i>Crinodendron</i>	<i>hookerianum</i>	E		*				x
	<i>Myrtaceae</i>	<i>Amomyrtus</i>	<i>luma</i>	N		*	*	x	x	x
	<i>Myrtaceae</i>	<i>Amomyrtus</i>	<i>meli</i>	N		*	*	x	x	x
	<i>Myrtaceae</i>	<i>Luma</i>	<i>apiculata</i>	N		*			x	
	<i>Myrtaceae</i>	<i>Myrceugenia</i>	<i>planipes</i>	N		*		x	x	x
	<i>Nothofagaceae</i>	<i>Nothofagus</i>	<i>dombeyi</i>	N		*			x	
	<i>Proteaceae</i>	<i>Gevuina</i>	<i>avellana</i>	N		*			x	
	<i>Proteaceae</i>	<i>Lomatia</i>	<i>ferrugenia</i>	N		*				x
	<i>Proteaceae</i>	<i>Lomatia</i>	<i>hirsuta</i>	N		*	*		x	
	<i>Winteraceae</i>	<i>Drimys</i>	<i>winteri</i>	N	EN/LC	*	*	x	x	x
	Arbustiva	<i>Araliaceae</i>	<i>Raukaua</i>	<i>laetevirens</i>	N		*	*	x	x
<i>Asteraceae</i>		<i>Baccharis</i>	<i>racemosa</i>	N		*			x	
<i>Berberidaceae</i>		<i>Berberis</i>	<i>darwinii</i>	N		*			x	
<i>Elaeocarpaceae</i>		<i>Aristotelia</i>	<i>chilensis</i>	N		*	*		x	
<i>Ericaceae</i>		<i>Gaultheria</i>	<i>insana</i>	N		*		x		
<i>Ericaceae</i>		<i>Gaultheria</i>	<i>phillyreifolia</i>	N		*			x	
<i>Griselinaceae</i>		<i>Griselinia</i>	<i>ruscifolia</i>	N		*				x
<i>Griselinaceae</i>		<i>Griselinia</i>	<i>racemosa</i>	N		*		x	x	
<i>Leguminosae</i>		<i>Ulex</i>	<i>europaeus</i>	I		*			x	
<i>Myrtaceae</i>		<i>Myrceugenia</i>	<i>parvifolia</i>	N		*		x		x
<i>Myrtaceae</i>	<i>Tepualia</i>	<i>stipularis</i>	N		*		x			

Continúa en la siguiente página

	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus</i>	<i>constrictus</i>	I		*			X	
	<i>Salicaceae</i>	<i>Azara</i>	<i>lanceolata</i>	N		*			X	
	<i>Thymelaeaceae</i>	<i>Ovidia</i>	<i>pello-pello</i>	E		*			X	
	<i>Verbenaceae</i>	<i>Rhaphithamnus</i>	<i>spinosus</i>	N		*			X	
	<i>Aspleniaceae</i>	<i>Asplenium</i>	<i>dareoides</i>	N	LC/VU	*			X	
	<i>Aspleniaceae</i>	<i>Asplenium</i>	<i>trilobum</i>	N		*		X	X	
	<i>Blechnaceae</i>	<i>Blechnum</i>	<i>hastatum</i>	N	NT/LC	*			X	
	<i>Blechnaceae</i>	<i>Blechnum</i>	<i>chilense</i>	N		*			X	
	<i>Blechnaceae</i>	<i>Blechnum</i>	<i>magellanicum</i>	N	NE	*			X	
	<i>Blechnaceae</i>	<i>Blechnum</i>	<i>penna-marina</i>	N	NE	*			X	
	<i>Grammitidaceae</i>	<i>Grammitis</i>	<i>magellanica</i>	N	EN/LC	X		X	X	
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>peltatum</i>	N	SC	*	*	X	X	
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>krauseanum</i>	N	SC	*	X	X	X	
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>pectinatum</i>	N	FP	*	*	X	X	
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>plicatum</i>	N	FP	*	*	X	X	X
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>secundum</i>	N	VU	*			X	
Helecho	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>fusciforme</i>	N	FP	*	*	X	X	
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenoglossum</i>	<i>seselifolium</i>	N	SC	*	*	X	X	X
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>caudiculatum</i>	N	VU	*	*	X	X	X
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>umbratile</i>	N	SC	*		X	X	
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>dentatum</i>	N	FP	*	*	X	X	
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>cuneatum</i>	E	VU	*			X	
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>ferrugineum</i>	N	FP	*		X		
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>dicranotrichum</i>	E	VU	*	*	X	X	X
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Serpyllopsis</i>	<i>caespitosa</i>	N	IC	*	*	X	X	
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>magellanicum</i>	N		*			X	
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>secundum</i>	N	VU	*			X	
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>tumbrigense</i>	N	SC		*	X		
	<i>Pteridaceae</i>	<i>Adiantum</i>	<i>chilense</i>	N	EN/LC		*		X	

Continúa en la siguiente página

Herbácea	<i>Cyperaceae</i>	<i>Uncinia</i>	<i>erinacea</i>	E		*				x
	<i>Poaceae</i>	<i>Chusquea</i>	<i>quila</i>	N		*	*	x		x
	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus</i>	<i>radicans</i>	N		*				x
	<i>Rubiaceae</i>	<i>Galium</i>	<i>hypocarpium</i>	N		*				x
	<i>Rubiaceae</i>	<i>Nertera</i>	<i>granadensis</i>	N	LC	*				x
Trepadora	<i>Gesneriaceae</i>	<i>Mitraria</i>	<i>coccinea</i>	N		*	*	x	x	x
	<i>Gesneriaceae</i>	<i>Asteranthera</i>	<i>ovata</i>	N	VU	*	*	x		x
	<i>Gesneriaceae</i>	<i>Sarmienta</i>	<i>scandens</i>	E		*				x
	<i>Hydrangeaceae</i>	<i>Hydrangea</i>	<i>serratifolia</i>	N			*	x	x	
	<i>Lardizabalaceae</i>	<i>Boquila</i>	<i>trifoliolata</i>	N		*	*			x
	<i>Luzuriagaceae</i>	<i>Luzuriaga</i>	<i>polyphylla</i>	E		*	*	x	x	x
	<i>Luzuriagaceae</i>	<i>Luzuriaga</i>	<i>radicans</i>	N		*	*	x	x	x
	<i>Vitaceae</i>	<i>Cissus</i>	<i>striata</i>	N		*				x

**Anexo 5.** Listado de especies presentes en los ambientes antrópicos de las islas Butachauques, Lemuy y Talcán, según su forma de vida, familia, origen y sector insular. Sinonimia: Nativa (N), Endémica (E), Introducida (I), Vulnerable (VU), Casi amenazada (NT), En Peligro (EN), En peligro crítico (CR), Preocupación menor (LC). Terrestre (Tr), Epífita (Ep), Butachauques (B), Lemuy (L), Talcán (T).

Forma de vida	Familia	Genero	Especie	Origen	Estado de conservación	Tr	Ep	B	L	T
Arbórea	<i>Myrtaceae</i>	<i>Amomyrtus</i>	<i>luma</i>	N		*				X
	<i>Myrtaceae</i>	<i>Amomyrtus</i>	<i>meli</i>	E		*		X		X
	<i>Winteraceae</i>	<i>Drimys</i>	<i>winteri</i>	N	EN/LC	*		X	X	X
	<i>Proteaceae</i>	<i>Lomatia</i>	<i>ferruginea</i>	N		*		X		
	<i>Myrtaceae</i>	<i>Luma</i>	<i>apiculata</i>	N		*	*	X	X	X
	<i>Rosaceae</i>	<i>Malus</i>	<i>domestica</i>	I		*			X	
	<i>Celastraceae</i>	<i>Maytenus</i>	<i>boaria</i>	N		*			X	
	<i>Myrtaceae</i>	<i>Myrceugenia</i>	<i>planipes</i>	N		*		X		
	<i>Nothofagaceae</i>	<i>Nothofagus</i>	<i>dombeyi</i>	N			*		X	
Arbustiva	<i>Elaeocarpaceae</i>	<i>Aristotelia</i>	<i>chilensis</i>	N			*		X	
	<i>Berberidaceae</i>	<i>Berberis</i>	<i>darwinni</i>	N		*			X	
	<i>Berberidaceae</i>	<i>Berberis</i>	<i>microphylla</i>	N		*		X		X
	<i>Poaceae</i>	<i>Chusquea</i>	<i>quila</i>	N			*	X		
	<i>Ericaceae</i>	<i>Gaultheria</i>	<i>insana</i>	N		*		X		X
	<i>Ericaceae</i>	<i>Gaultheria</i>	<i>mucronata</i>	N		*	*	X	X	
	<i>Ericaceae</i>	<i>Gaultheria</i>	<i>phyllireifolia</i>	N		*		X		
	<i>Griselinaceae</i>	<i>Griselinia</i>	<i>ruscifolia</i>	N		*				X
	<i>Griselinaceae</i>	<i>Griselinia</i>	<i>racemosa</i>	N		*		X		
	<i>Philesiaceae</i>	<i>Philesia</i>	<i>magellanica</i>	N		*				X
	<i>Piperaceae</i>	<i>Piper</i>	<i>aduncum</i>	N			*		X	
	<i>Araliaceae</i>	<i>Raukaua</i>	<i>laetevirens</i>	N		*		X		X
	<i>Verbenaceae</i>	<i>Rhaphithamnus</i>	<i>spinosus</i>	N		*			X	
	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus</i>	<i>constrictus</i>	I		*	*		X	
	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus</i>	<i>radicans</i>	N		*				X
	<i>Myrtaceae</i>	<i>Tepualia</i>	<i>stipularis</i>	N		*		X		X
<i>Myrtaceae</i>	<i>Ugni</i>	<i>molinae</i>	N		*		X			
Helecho	<i>Pteridaceae</i>	<i>Adiantum</i>	<i>chilense</i>	N	EN/LC		*		X	
	<i>Aspleniaceae</i>	<i>Asplenium</i>	<i>dareoides</i>	N	LC/VU		*		X	

Continúa en la siguiente página

	<i>Blechnaceae</i>	<i>Blechnum</i>	<i>chilense</i>	N		*	X		
	<i>Blechnaceae</i>	<i>Blechnum</i>	<i>magellanicum</i>	N		*	X		
	<i>Blechnaceae</i>	<i>Blechnum</i>	<i>penna-marina</i>	N		*	X	X	
	<i>Gunneraceae</i>	<i>Gunnera</i>	<i>tinctoria</i>	N		*	X		
	<i>Gunneraceae</i>	<i>Gunnera</i>	<i>magellanica</i>	N		*			X
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenoglossum</i>	<i>sesefolium</i>	N			*		X
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>dentatum</i>	N		*	*	X	X
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>dricanotrichum</i>	E		*	*	X	X
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>plicatum</i>	N		*	*	X	X
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>peltatum</i>	N			*		X
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Hymenophyllum</i>	<i>caudiculatum</i>	N			*	X	
	<i>Polypodiaceae</i>	<i>Polypodium</i>	<i>feuillei</i>	N			*		X
	<i>Hymenophyllaceae</i>	<i>Serpyllopsis</i>	<i>caespitosa</i>	N			*	X	
	<i>Rosaceae</i>	<i>Acaena</i>	<i>ovalifolia</i>	I		*	X	X	X
	<i>Poaceae</i>	<i>Agrostis</i>	<i>capillaris</i>	I		*	*	X	X
	<i>Poaceae</i>	<i>Ammophila</i>	<i>arenaria</i>	I			*	X	
	<i>Poaceae</i>	<i>Anthoxanthum</i>	<i>odoratum</i>	I		*	X	X	
	<i>Poaceae</i>	<i>Bromus</i>	<i>catharticus</i>	N			*	X	
	<i>Cyperaceae</i>	<i>Carex</i>	<i>fuscula</i>	N		*			X
	<i>Apiaceae</i>	<i>Centella</i>	<i>asiatica</i>	N		*	X		X
	<i>Caryophyllaceae</i>	<i>Cerastium</i>	<i>fontanum</i>	I	NT/LC	*	X	X	X
	<i>Rubiaceae</i>	<i>Coprosma</i>	<i>arnottiana</i>	N		*	X	X	X
	<i>Asteraceae</i>	<i>Crepis</i>	<i>capilaris</i>	I		*		X	
	<i>Poaceae</i>	<i>Dactylis</i>	<i>glomerata</i>	I		*		X	
	<i>Poaceae</i>	<i>Dactylis</i>	<i>glomerata</i>	I			*	X	
Herbácea	<i>Plantaginaceae</i>	<i>Digitalis</i>	<i>purpurea</i>	I		*	X		X
	<i>Cyperaceae</i>	<i>Eleocharis</i>	<i>nubigena</i>	N		*	X		
	<i>Equisetaceae</i>	<i>Equisetum</i>	<i>bogotense</i>	N		*		X	
	<i>Rubiaceae</i>	<i>Galium</i>	<i>hypocarpium</i>	N		*		X	X
	<i>Gentianaceae</i>	<i>Gentianella</i>	<i>magellanica</i>	N		*	X		
	<i>Geraniaceae</i>	<i>Geranium</i>	<i>core-core</i>	N		*			X
	<i>Poaceae</i>	<i>Holcus</i>	<i>lanatus</i>	I		*	*	X	X
	<i>Apiaceae</i>	<i>Hydrocotyle</i>	<i>indecora</i>	N		*	X		X
	<i>Hypericaceae</i>	<i>Hypericum</i>	<i>humifusum</i>	I		*		X	
	<i>Asteraceae</i>	<i>Hypochaeris</i>	<i>radicata</i>	I		*	X	X	X
	<i>Juncaceae</i>	<i>Juncus</i>	<i>bufonius</i>	N		*	X		
	<i>Juncaceae</i>	<i>Juncus</i>	<i>procerus</i>	N		*	*	X	X
	<i>Asteraceae</i>	<i>Leptinella</i>	<i>scariosa</i>	N		*	X		X

Continúa en la siguiente página

	<i>Poaceae</i>	<i>Lolium</i>	<i>perenne</i>	I	*		X	
	<i>Fabaceae</i>	<i>Lotus</i>	<i>pedunculatus</i>	I	*	*	X	X
	<i>Primulaceae</i>	<i>Lysimachia</i>	<i>amoena</i>	N	*		X	
	<i>Rubiaceae</i>	<i>Nertera</i>	<i>granadensis</i>	N	*		X	X
	<i>Oxalidaceae</i>	<i>Oxalis</i>	<i>corniculata</i>	I	*		X	
	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Parentucellia</i>	<i>viscosa</i>	I	*		X	X
	<i>Plantaginaceae</i>	<i>Plantago</i>	<i>lanceolata</i>	I	*	*	X	X
	<i>Poaceae</i>	<i>Poa</i>	<i>Anua</i>	I	*		X	
	<i>Rosaceae</i>	<i>Potentilla</i>	<i>reptans</i>	I	*		X	
	<i>Lamiaceae</i>	<i>Prunella</i>	<i>vulgaris</i>	I	*		X	X
	<i>Ranunculaceae</i>	<i>Ranunculus</i>	<i>parviflorus</i>	I	*		X	
	<i>Ranunculaceae</i>	<i>Ranunculus</i>	<i>repens</i>	N	*		X	X
	<i>Polygonaceae</i>	<i>Rumex</i>	<i>acetosella</i>	I	*		X	X
	<i>Caryophyllaceae</i>	<i>Sagina</i>	<i>apetala</i>	I	*		X	
	<i>Asteraceae</i>	<i>Taraxacum</i>	<i>officinale</i>	I	*		X	X
	<i>Fabaceae</i>	<i>Trifolium</i>	<i>dubium</i>	I	*		X	
	<i>Fabaceae</i>	<i>Trifolium</i>	<i>pratense</i>	I	*		X	X
	<i>Fabaceae</i>	<i>Trifolium</i>	<i>repens</i>	I	*		X	X
	<i>Cyperaceae</i>	<i>Uncinia</i>	<i>erinacea</i>	E	*			X
	<i>Plantaginaceae</i>	<i>Veronica</i>	<i>persica</i>	I	*		X	
	<i>Gesneriaceae</i>	<i>Asteranthera</i>	<i>ovata</i>	N	*	*	X	X
	<i>Lardizabalaceae</i>	<i>Boquila</i>	<i>trifoliolata</i>	N	*			X
	<i>Bignoniaceae</i>	<i>Campsidium</i>	<i>valdivianum</i>	N	*			X
Trepadora	<i>Vitaceae</i>	<i>Cissus</i>	<i>striata</i>	N		*		X
	<i>Philesiaceae</i>	<i>Fuchsia</i>	<i>magellanica</i>	N	*		X	
	<i>Luzuriagaceae</i>	<i>Luzuriaga</i>	<i>polyphylla</i>	E	*	*	X	X
	<i>Luzuriagaceae</i>	<i>Luzuriaga</i>	<i>radicans</i>	N		*	X	