



Universidad Austral de Chile
Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

**Análisis de biodiversidad y distribución de musgos (Bryophyta)
en ecosistemas subantárticos del sureste del Parque Nacional
Yendegaia, Región de Magallanes y Antártica Chilena**

Patrocinante: Sr. Roy Mackenzie

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

LUCAS FRANCISCO OYARZÚN CONTRERAS
VALDIVIA
2025

Índice de materias		Página
i	Calificación del Comité de Titulación	i
ii	Agradecimientos	ii
iii	Resumen	iii
1	INTRODUCCIÓN	1
2	MÉTODOS	4
2.1.	Área de estudio	4
2.2.	Sitios de estudio	5
2.3.	Recolección e identificación de especímenes	7
2.4.	Análisis de datos	9
3	RESULTADOS	10
3.1.	Riqueza de especies y variación por hábitat	10
3.2.	Patrones de co-ocurrencia y composición específica	12
3.3.	Diversidad beta	14
4	DISCUSIÓN	16
5	CONCLUSIONES	18
6	REFERENCIAS	19
Anexos	1 Listado de especies	25
	2 Diagrama ombrotérmico de Bahía Yendegaia	30

Calificación del Comité de Titulación

	Nota
Patrocinante: Sr. Roy Mackenzie	6,6
Informante: Sra. Milen Duarte	6,4
Informante: Sr. Felipe Osorio	6,9

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. Roy Mackenzie

Agradecimientos

Agradezco profundamente al profesor patrocinante Dr. Roy Mackenzie, patrocinante de este trabajo, y a Felipe Osorio, miembro de la comisión evaluadora, por su acompañamiento durante todo el proceso y por haber contribuido a fortalecer mi interés hacia el tema desarrollado. Sus orientaciones, comentarios críticos y disposición permanente fueron fundamentales para llevar este estudio a buen término. Mi gratitud se extiende a la Dra. Laura Sánchez-Jardón, Mg. Felipe Morales, Morgan McCool, Sebastián Zambrano, Fernanda Ojeda, Tamara Sanhueza, Juan Joannon, Antonieta Mackenzie y Jorge Calderón, quienes participaron activamente en las salidas a terreno durante las tres temporadas de trabajo, colaborando en diversas ocasiones con la recolección de datos y compartiendo valiosas experiencias en terreno. Agradezco también al Dr. Bernard Goffinet y al Dr. Denilson Peralta por sus generosos aportes de conocimiento tanto en terreno como en laboratorio, los cuales enriquecieron significativamente la perspectiva científica de esta investigación. Reconozco especialmente al Centro Internacional Cabo de Hornos (CHIC) por la invitación a formar parte de las expediciones correspondientes a los programas IRES 2023–2024 y Tracing Darwin’s Path 2025, así como por el constante apoyo logístico brindado, el cual fue esencial para la ejecución del presente proyecto. A todos quienes, de distintas maneras, contribuyeron con su tiempo, experiencia y compromiso, les expreso mi más sincero agradecimiento.

Resumen

Este presente estudio abordó la falta de conocimiento sobre la diversidad y distribución de musgos en el sector sureste del Parque Nacional Yendegaia, una zona clave para comprender la flora briofítica subantártica pero escasamente explorada. El objetivo general fue caracterizar la composición de especies e identificar patrones de distribución y co-ocurrencia en relación con distintos tipos de hábitat y sustrato. Para ello, se realizaron campañas de muestreo durante tres temporadas consecutivas, recolectando ejemplares en terreno y clasificándolos taxonómicamente, registrando además el hábitat y sustrato asociados a cada especie. Los análisis se basaron en matrices de presencia/ausencia y consideraron herramientas como curvas de acumulación, redes de co-ocurrencia, ANOSIM, PERMANOVA y análisis de diversidad beta. Se registraron 131 especies de musgos, agrupadas en 32 familias y 61 géneros, evidenciando una alta heterogeneidad florística. Aunque no se detectaron agrupamientos netos según hábitat o sustrato, los análisis indicaron una organización interna de la comunidad, con especies ampliamente distribuidas y otras con ocurrencia restringida. El recambio de especies (turnover) fue el componente dominante de la diversidad beta, con un efecto más marcado del sustrato que del hábitat en la diferenciación florística. Se concluyó que los patrones observados responden a filtros microambientales y a una estructura comunitaria segmentada, lo que valida el enfoque multiescalar adoptado. Se recomienda ampliar el muestreo hacia zonas glaciares y periglaciares no incluidas, e incorporar variables ambientales medidas in situ para mejorar la comprensión de los factores que influyen en la distribución de los musgos. Los resultados constituyen una línea base valiosa para futuros estudios y para la implementación de estrategias de monitoreo y conservación en ambientes subantárticos.

Palabras clave: musgos, subantártico, co-ocurrencia, diversidad beta.

1. INTRODUCCIÓN

Los musgos (Bryophyta) son plantas terrestres sin vasos conductores que desempeñaron un papel fundamental en la transición evolutiva del ambiente acuático al terrestre (Asakawa 2001, Shaw *et al.* 2011, Bell 2023). Su origen se remonta a más de 400 millones de años, y su temprana diversificación ha dado lugar a una notable riqueza de especies en la actualidad, lo que los convierte en un grupo clave para comprender la evolución y diversidad de las plantas terrestres (Vanderpoorten y Goffinet 2009, Morris *et al.* 2018). Se caracterizan por tener estructuras vegetativas compuestas por un gametofito fotosintético haploide formado por caulidio (tallo), filidios (hojas), rizoides que anclan la planta al sustrato, y un esporofito diploide que produce y dispersa esporas (Goffinet *et al.* 2009, Bell 2023). El reconocimiento de estas estructuras es fundamental para la identificación taxonómica, por lo que las tradicionales claves dicotómicas siguen siendo una de las herramientas más eficaces (Stagg *et al.* 2014). Su dispersión se realiza principalmente por viento, lo que facilita su colonización en una amplia variedad de hábitats (Patiño y Vanderpoorten 2018, Glime 2021), sobre todo en ambientes subantárticos donde recorren largas distancias gracias a corredores de viento (Muñoz *et al.* 2004). Gracias a su versatilidad ecológica, los musgos pueden establecerse sobre distintos tipos de sustrato, incluyendo rocas, suelos, troncos (vivos y muertos) y superficies artificiales (During 1992). Su presencia es especialmente relevante en ecosistemas prístinos, debido a su sensibilidad a la contaminación y alteraciones ambientales (Gignac 2001, Riffo-Donoso *et al.* 2021), lo que también ha permitido su uso como bioindicadores en regiones subantárticas, donde especies del género *Sphagnum* han mostrado respuestas visibles ante cambios en temperatura, humedad y precipitación (Whinam y Copson 2006). Además, sus tejidos simples los hacen altamente dependientes de las condiciones microclimáticas, pero esta misma característica ha permitido su adaptación a ambientes extremos y templados en todo el mundo (Proctor *et al.* 2007). En los ecosistemas, los musgos cumplen funciones clave: contribuyen al secuestro de carbono, retienen humedad, aceleran la descomposición de la materia orgánica y proporcionan microhábitats para microorganismos e invertebrados involucrados en el reciclaje de nutrientes (Turetsky 2003, Fontúrbel *et al.* 2020). Estos roles ecológicos hacen que los musgos sean componentes esenciales para el funcionamiento ecosistémico de los ambientes subantárticos.

Se estima que los musgos comprenden alrededor de 13.000 especies en todo el mundo (Glime 2021, Bell 2023). En Chile, la comprensión de las briófitas y su historia todavía es limitada o incierta, y

aún hay mucho por investigar y descubrir (Osorio *et al.* 2018). Aun así, en Chile se han identificado cerca de 880 taxas de musgos (Müller 2009), los cuales representan un valor cercano a 6,6% del total de especies a nivel mundial (Villagrán 2020). Además, más del 50% de los musgos que se encuentran en los territorios templados del sur de Sudamérica son endémicas (Rozzi *et al.* 2008, León *et al.* 2013). La diversidad de especies de briófitas chilenas se concentra en los bosques templado-lluviosos perennifolios, específicamente en las regiones Valdiviano, Nordpatagónico y Subantártico, ubicadas al sur de 40° S (Villagrán 2020). En este ámbito, los musgos exhiben dos puntos de mayor diversidad en climas templados: uno en la Región de Los Lagos y otro en la Región de Magallanes y Antártica Chilena (Villagrán y Hinojosa 2005). La ecorregión subantártica de Magallanes alberga la mayor variedad de especies de briófitas en Chile, favorecida por factores geográficos como la Cordillera de Darwin, la influencia oceánica y eventos de glaciación pasada (Rozzi *et al.* 2008). Se destaca como un punto de alta diversidad de briófitas a nivel global (Rozzi *et al.* 2007), en el cual se pueden apreciar más de 450 especies de musgos (Villagrán *et al.* 2005, Rozzi *et al.* 2007, Villagrán 2020). Durante más de dos siglos, la región de Tierra del Fuego ha sido objeto de intensa exploración botánica, siendo reconocida como una de las áreas más investigadas en el cono sur de Sudamérica, tanto en términos generales de botánica como en particular en el campo de la briología (Matteri y Schiavone 2002). Sin embargo, aún existen extensas áreas en la región que han recibido poca exploración (tundras, turberas, bosques primarios y zonas altoandinas), especialmente aquellas de difícil acceso o donde los briófitos no son tan frecuentes (Larraín y Bahamonde 2017).

El Parque Nacional Yendegaia (PNY), ubicado al sur de Tierra del Fuego, forma parte de la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos junto con los parques nacionales Cabo de Hornos y Alberto de Agostini. Actualmente, este parque no tiene habilitado su ingreso, es “administrado” por Carabineros de Chile debido a la falta de infraestructura turística y una vía de acceso terrestre, por lo que la única manera de acceder es mediante un ferry, el cual es exclusivo para residentes e investigaciones científicas. Su limitada accesibilidad facilita que se mantenga como uno de los ecosistemas más prístinos del planeta. Sin embargo, la historia de ocupación humana, como colonos ganaderos y forestales (Martinić 1978, García-Oteiza 2018), ha dejado huellas visibles como cicatrices de incendios y la presencia de bosques secundarios en la mayor parte del sureste del territorio. La estancia Yendegaia fue fundada en 1915 por croatas, y funcionó como el único asentamiento permanente de la bahía por casi cinco décadas, sumando actividades ganaderas y forestales, como el aserradero instalado en 1930 y activo hasta 1940. Uno de los incendios más grandes registrados en la zona ocurrió en 1947, afectando amplias superficies de bosque nativo. La estancia fue finalmente vendida al Estado chileno

en 2014, tras haber pasado por manos privadas con fines de conservación desde 1998 (García-Oteiza 2018). Actualmente, enfrenta amenazas derivadas del turismo, especies introducidas (Anderson *et al.* 2006) y planes de infraestructura, como la construcción de la carretera Camino Vicuña-Yendegaia. Pese a su valor ecológico, el parque carece de un inventario actualizado de su flora de musgos. La información existente proviene principalmente de zonas cercanas de la región (Matteri y Schiavone 2002, Matchman *et al.* 2007, Buck y Goffinet 2010, Goffinet *et al.* 2012, Méndez *et al.* 2013, Larraín y Bahamonde 2017, Drapela y Larraín 2020, Goffinet *et al.* 2020), por lo que resulta fundamental avanzar en la identificación de especies presentes en sus ecosistemas. Conocer su diversidad y distribución es clave tanto para la conservación como para el diseño de planes de manejo y protección.

Históricamente, la extinción de especies notables, populares o "útiles" ha sido motivo de preocupación, mientras que la extinción de especies no utilizadas por los seres humanos, como los musgos, ha recibido menor atención (Söderström *et al.* 1992). La mayor parte de las investigaciones relacionadas con la conservación de plantas se han enfocado principalmente en las especies vasculares, dejando en un segundo plano a las plantas no vasculares, incluso en latitudes altas, donde estas son el componente floral dominante (Rozzi *et al.* 2008, Goffinet *et al.* 2020). La región subantártica de Magallanes y la Península Antártica Chilena se encuentran entre los últimos destinos "naturales" para los ciudadanos del mundo, quienes están cada vez más acostumbrados a vivir en entornos urbanos (Rozzi *et al.* 2010) y que traen consigo una serie de amenazas para los briófitos como la deforestación, la creciente demanda de suelo, la urbanización, la construcción de carreteras, el drenaje de áreas pantanosas y la práctica de pastoreo intensivo (Hallingbäck y Hodgetts 2000). Para hacerle frente a estas amenazas, existen una serie de alternativas para la conservación de briófitas, como aumentar los registros, examinar su distribución y taxonomía, instruir especialistas, crear guías de campo y comparar riqueza en zonas perturbadas y zonas no perturbadas (Hallingbäck y Hodgetts 2000).

Estas diminutas plantas representan un porcentaje importante en la cubierta vegetal en el PNY y llevan a cabo roles indispensables para el correcto funcionamiento de los ecosistemas presentes. El conocimiento integral de los componentes dominantes de los ecosistemas subantárticos prístinos y de los ya intervenidos en este parque, representa un dato valioso para las prácticas de conservación en áreas silvestres. El presente proyecto tiene como objetivo general: estudiar la diversidad de musgos en ecosistemas característicos del sureste del Parque Nacional Yendegaia. Los objetivos específicos son:

1. Caracterizar la diversidad de musgos presentes en el sector sureste del PNY y alrededores, mediante la recolección en terreno y su determinación taxonómica.

2. Analizar los patrones de distribución y co-ocurrencia de especies de musgos en función de los distintos tipos de hábitat y sustrato presentes en el área de estudio.

2. MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El Parque Nacional Yendegaia forma parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado de Chile, creado mediante el Decreto Supremo N° 118 del 24 de diciembre de 2013 y modificado el 5 de marzo de 2016. Este parque posee una superficie aproximada de 150.587 hectáreas y se ubica en el extremo sur de la isla Grande de Tierra del Fuego, entre los 54° y 55° de latitud sur, en las comunas de Timaukel y Tierra del Fuego, Región de Magallanes y de la Antártica Chilena. Los terrenos que lo conforman fueron donados por el Fisco de Chile (111.832 ha) y la Fundación Yendegaia (38.780 ha).

La zona presenta un clima subantártico frío, clasificado como tundra (ET) según Köppen (Sarricolea *et al.* 2017), con temperaturas medias anuales cercanas a los 5,5 °C, veranos frescos y una precipitación anual acumulada de aproximadamente 266 mm, distribuida a lo largo del año. A esta latitud, las condiciones climáticas están influenciadas principalmente por la Oscilación Antártica (SAM), cuyo impacto sobre la temperatura y la precipitación interanual en el sur de Sudamérica ha sido ampliamente documentado (Garreaud *et al.* 2009).

Según Luebert y Pliscoff (2017), además de sectores sin cobertura vegetal, en el área del parque se describen cuatro pisos de vegetación: el bosque mixto templado antiboreal andino, dominado por *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst. y *Nothofagus pumilio* (Poepp. & Endl.) Krasser; la turbera templada-antiboreal costera, caracterizada por *Bolax caespitosa* Hombr. & Jacquinet ex Decne. y *Phyllachne uliginosa* J.R. Forst. & G. Forst.; el matorral bajo antiboreal andino, con *Bolax gummifera* (Lam.) Spreng. y *Azorella selago* Hook. f.; y el herbazal antiboreal andino, compuesto por *Nassauvia pygmaea* (Cass.) Hook. f. y *Nassauvia lagascae* (D. Don) F. Meigen.

2.2. Sitios de estudio

Se realizaron tres campañas de muestreo en el Parque Nacional Yendegaia y alrededores durante las primeras semanas de enero de los años 2023, 2024 y 2025, cada una con una duración aproximada de 5 a 6 días. La recolección de especímenes de musgos se realizó mediante un muestreo libre, basado en recorridos de búsqueda intensiva en los distintos sitios, recolectando todos los taxones visibles durante un tiempo determinado, seleccionando sitios en función de la diversidad de ecosistemas y las condiciones de accesibilidad (figura 1). La elección de sitios estuvo limitada por condiciones climáticas, la ausencia de senderos bien definidos y la necesidad de escolta permanente por parte de Carabineros de Chile.



Figura 1. Tipos de hábitats muestreados en el Parque Nacional Yendegaia: bosque mixto (a), matorral bajo andino (b) y herbazal (c), donde se puede observar la carretera en construcción.

En total se muestrearon 11 sitios (figura 2), abarcando distintos sectores del parque y sus alrededores: bosque mixto en Caleta Contreras; bosque mixto en el Hito XXIV (límite geopolítico Chile–Argentina); bosque mixto y herbazal en las inmediaciones de Caleta 2 de Mayo y Bahía Ferrari; matorral bajo andino en los cerros Cónдор y Lengua; herbazal en sector arqueológico Las Manitos; y sectores con humedales y turberas asociados a claros de bosque mixto, denominados Bosque 1, 2, 3 y 4. Exceptuando Caleta Contreras, la mayoría de los bosques mixtos correspondían a renovales que se desarrollaron tras prácticas forestales intensivas, particularmente en las cercanías de Caleta 2 de Mayo.

Los sitios muestreados comprendieron tres tipos de ecosistemas principales:

- Bosque mixto: codominado por *N. betuloides* y *N. pumilio*, con un estrato arbustivo dominado por *Berberis ilicifolia* L. f. y *Gaultheria mucronata* (L. f.) Hook. & Arn. El sotobosque herbáceo incluía especies como *Acaena ovalifolia* Ruiz & Pav., *Asplenium dareoides* Desv., *Gunnera magellanica* Lam. y *Luzuriaga marginata* (Gaertn.) Benth. En el sitio de Caleta Contreras, además, el estrato arbóreo presentaba una abundancia destacada de *Drimys winteri* J.R. Forst. & G. Forst., con ejemplares adultos bien desarrollados. En algunos sectores de bosque mixto (Bosques 1–4), se registraron áreas con vegetación característica de turbera, dominada por *Sphagnum magellanicum* Brid. Estas comunidades fueron consideradas parte del bosque mixto, al corresponder a unidades extrazonales (E22) dentro de su matriz, según Luebert y Pliscoff (2017).
- Matorral bajo andino: caracterizado por la dominancia de especies en cojín como *B. gummifera* y *A. selago*. Estas comunidades presentan generalmente baja cobertura vegetal y suelos expuestos, con parches variables de *Austrolycopodium confertum* (Willd.) Holub, *Abrotanella emarginata* (Gaudich.) Cass., *Azorella lycopodioides* Gaudich., *Empetrum rubrum* Vahl ex Willd., *Drapetes muscosus* Lam., *Gaultheria pumila* (L. f.) D.J. Middleton, *Senecio magellanicus* Hook. & Arn. (Luebert y Pliscoff 2017).
- Herbazales: aunque no corresponden a un piso vegetacional definido por Luebert y Pliscoff (2017), se identificaron zonas abiertas dominadas por pastos introducidos, con presencia ocasional de *N. pumilio*, *N. betuloides*, *G. mucronata*, *Berberis microphylla* G. Forst., *Chilotrimum diffusum* (G. Forst.) Kuntze, *Calceolaria biflora* Lam., *Olsynium biflorum* (Thunb.) Goldblatt, entre otros. Estas áreas, ubicadas en sectores intervenidos, ofrecían hábitats expuestos y heterogéneos donde se desarrollan musgos terrícolas.

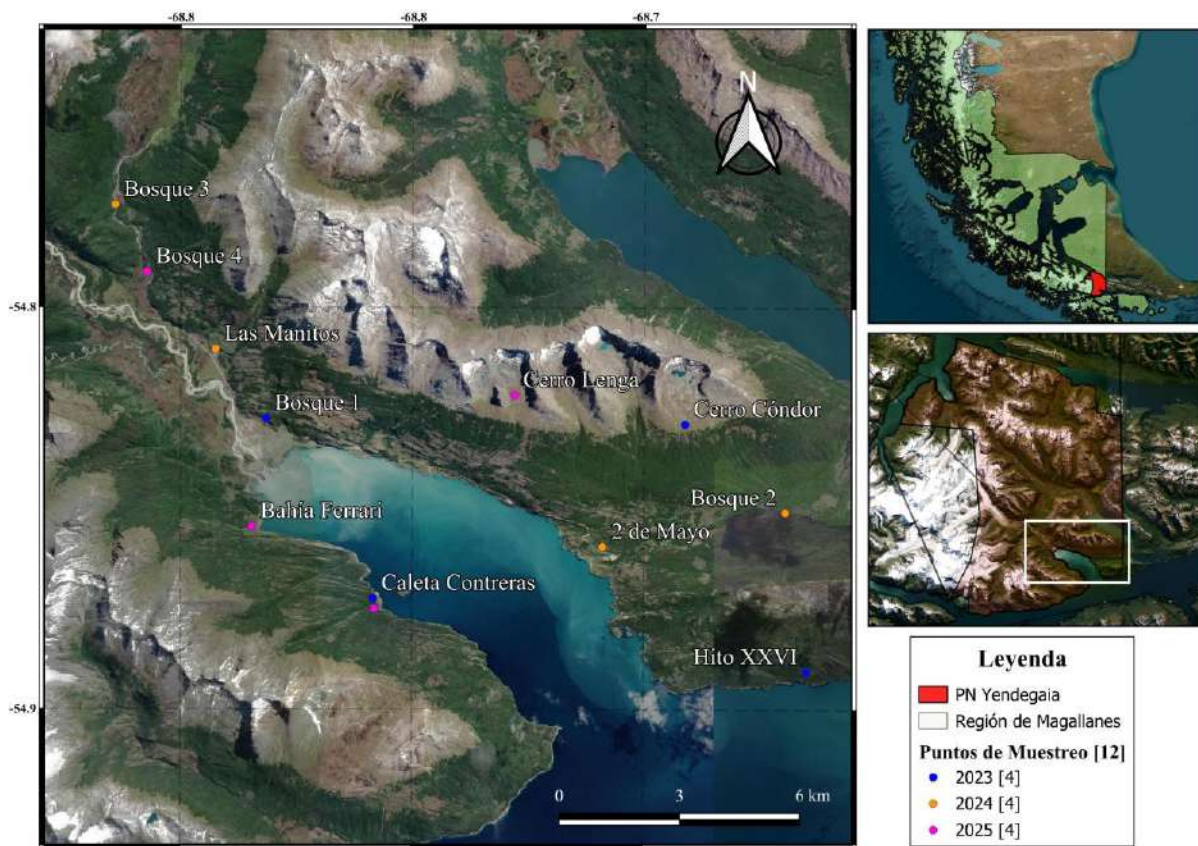


Figura 2. Cartografía del área con los sitios de estudio y los puntos de muestreo en las tres temporadas.

2.3. Recolección e identificación de especímenes

La recolección de los musgos se realizó mediante el uso de espátula metálica, procurando extraer porciones representativas sin dañar los rizoides ni comprometer la integridad del individuo, con el fin de permitir su eventual regeneración. De cada ejemplar se recolectó únicamente una fracción, evitando duplicaciones innecesarias. Los especímenes fueron depositados en sobres de papel, junto con la información asociada a la colecta: código único (por ejemplo, YEN-001), lugar general (Parque Nacional Yendegaia), sitio específico (por ejemplo, Cerro Cóndor), ecosistema, fecha, tipo de sustrato y las iniciales del colector. Una vez finalizadas las salidas a terreno, las muestras fueron extraídas de sus sobres y secadas a temperatura ambiente en espacios protegidos de la luz directa y la humedad.

En total, se recolectaron y procesaron 272 muestras de musgos, provenientes de los distintos ecosistemas muestreados. La identificación taxonómica se realizó en los laboratorios del Centro Internacional Cabo de Hornos y en la sala de la Escuela de Graduados de la Facultad de Ciencias

Forestales y Recursos Naturales de la Universidad Austral de Chile, utilizando lupa estereoscópica Leica S6D y microscopio binocular Leica DM750. Los especímenes se hidrataron (figura 3) y se realizaron preparaciones temporales para observar caracteres diagnósticos (figura 4). Para la determinación se emplearon claves taxonómicas y bibliografía especializada (Ana y Mora 1870, Bremer 1980, Ireland 1982, Matteri 1984, Beaver 1988, Hyvönen 1991, Zander 1993, Allen 1999, Vanderpoorten *et al.* 2003, Larraín 2007, Ochyra *et al.* 2008, Buck y Goffinet 2010, Suárez y Schiavone 2010, Suárez y Schiavone 2011). En casos dudosos, se recurrió a consultas con especialistas.

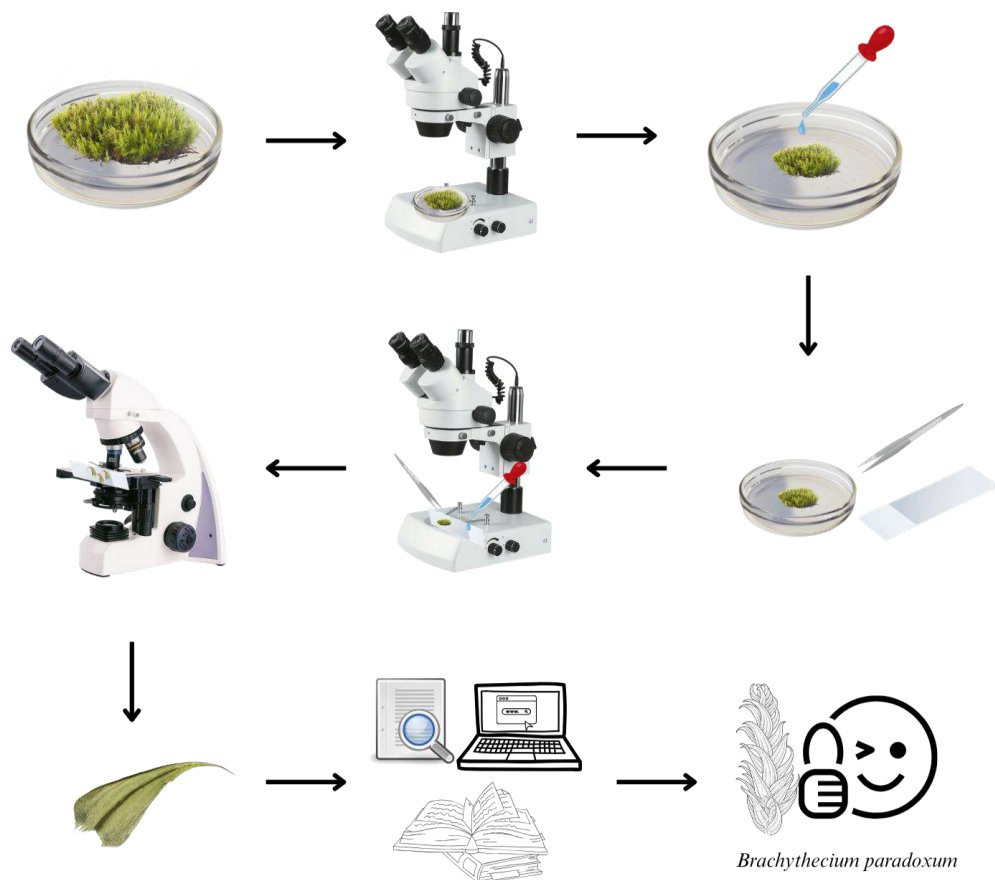


Figura 3. Representación gráfica del proceso de montaje e identificación de especímenes de musgos.

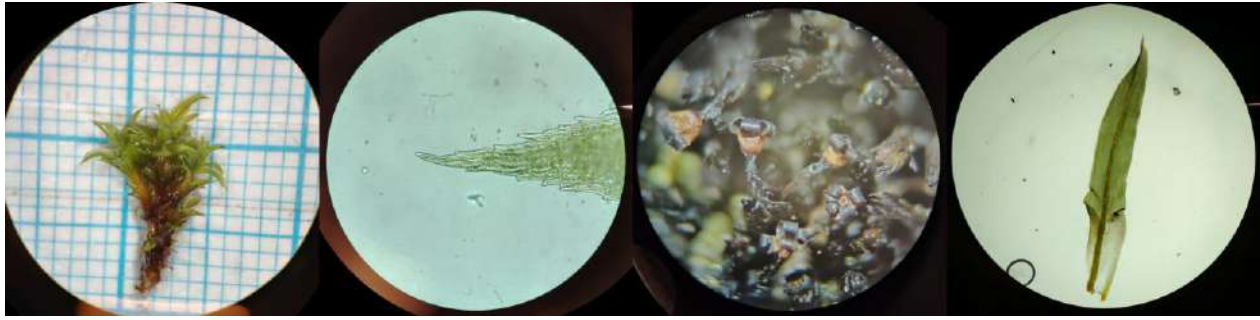


Figura 4. Ejemplos de observaciones macroscópicas y microscópicas. De izquierda a derecha: gametofito de *Syntrichia* sp., detalle de la región apical de filidio de *Syntrichia* sp. al 40x, detalle de esporofitos de *Andreaea mutabilis*, filidio de *Syntrichia* sp. al 10x.

2.4. Análisis de datos

En cuanto a la determinación de los patrones de distribución, solo se utilizaron datos de riqueza de especies debido a la dificultad para medir abundancia dentro del grupo. Para la evaluación de las especies que eran exclusivas de un tipo de sustrato o hábitat y las que compartían sustrato o hábitat, se graficó la ocurrencia de interacciones especies-hábitat y especie-sustrato con los datos de las tres temporadas de muestreo. En la comparación de la composición de especies de musgos entre sustratos (suelo, roca, tronco muerto, epífito) y entre hábitats, se realizó un análisis de similitud ANOSIM (Clarke 1993, Monteiro *et al.* 2024), el cual sirvió para comparar la similitud entre las comunidades de distintos grupos utilizando un análisis de similitud de Jaccard y un valor de P utilizando un test de permutaciones (en este caso, 9999 veces), mediante R 3.4.3. utilizando el paquete *vegan*. Para evaluar la influencia de los factores sustrato y ambiente en la composición de especies, se utilizó ANOSIM de una vía para evaluar cada factor de forma independiente y, PERMANOVA de dos vías para evaluar los dos factores de forma conjunta. Además, para concluir el recambio de especies entre las distintas condiciones se realizó un análisis de Diversidad Beta con la ayuda del paquete *betapart* (Baselga *et al.* 2018) utilizando R 3.4.3. Este análisis se estructuró en torno a tres componentes que abordan la variabilidad de las especies: β_{sor} (diversidad beta, que refleja la disparidad en la composición de especies), β_{nes} (disimilitud atribuible al efecto de anidamiento) y β_{sim} (disimilitud causada por el turnover o reemplazo de especies). Se calcularon estos indicadores de cambio en los patrones de composición de especies tanto a nivel de sustrato como de hábitat, tomando en cuenta todas las muestras de musgos.

3. RESULTADOS

3.1. Riqueza de especies y variación entre hábitats

Durante el muestreo realizado en el Parque Nacional Yendegaia se registraron un total de 131 especies de musgos, de los cuales 21 corresponden a nuevos registros para la provincia Antártica Chilena y 4 para para la Región de Magallanes y Antártica Chilena (tabla 1). Las recolecciones se realizaron en 11 sitios de muestreo, los cuales abarcan tres tipos de hábitats (bosque mixto, herbazal y matorral altoandino) y cinco tipos de sustratos.

La figura 5 en el panel (a) muestra la curva de acumulación de especies en general y por tipo de hábitat en función del número de sitios muestreados, mientras que el panel (b) presenta la variación de la riqueza específica a nivel de sitio mediante diagramas de caja. En ella se observa un incremento progresivo y continuo en la riqueza acumulada de especies a medida que se agregan nuevas muestras, sin que la curva alcance una meseta. Este patrón indica que el muestreo no logró capturar la totalidad de la diversidad presente, lo que sugiere la existencia de especies adicionales que no fueron detectadas. La banda sombreada en torno a la curva representa el intervalo de confianza generado por permutaciones aleatorias, y evidencia una variabilidad considerable en la composición de especies entre sitios. En el estimador Jackknife 1 proyecta un total de 214 especies potenciales. Esto representa una cobertura del 61,3 %, lo que significa que aproximadamente un 38,7 % de las especies esperadas no fue registrado. Las demás curvas de acumulación indican un mayor incremento en la riqueza total de especies en el matorral bajo andino, seguido por el bosque mixto. A pesar de presentar menos sitios muestreados, el matorral alcanza una mayor riqueza acumulada que el herbazal. En cuanto a la riqueza específica por sitio (b), se observa una alta dispersión de valores en el bosque mixto, reflejando diferencias marcadas entre sitios. El matorral bajo andino muestra medianas elevadas y relativamente menos dispersión, lo cual coincide con su alta riqueza acumulada. El herbazal presenta valores bajos y más homogéneos en todos los sitios.

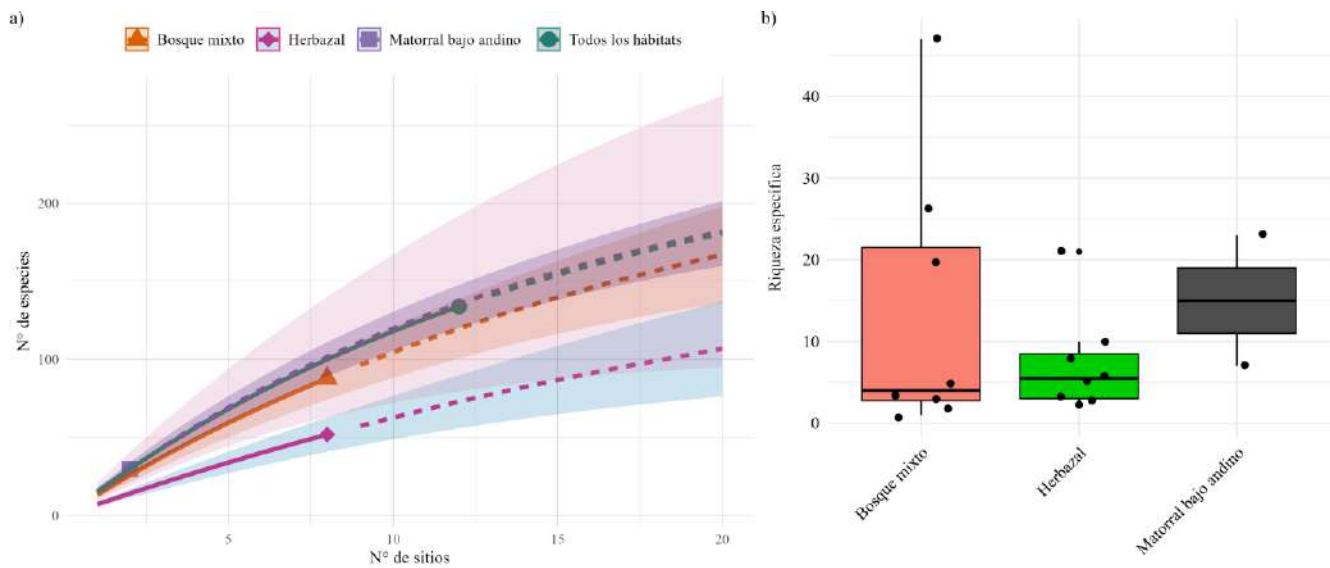


Figura 5. Curvas de acumulación de especies general y por hábitat (a) y diagramas de caja de riqueza específica por hábitat (b).

La figura 6 muestra la distribución del número de especies por género dentro de cada familia de musgos registrada en el Parque Nacional Yendegaia. En total, se identificaron 32 familias, 61 géneros y 129 especies. La organización del gráfico permite observar cuántas especies aporta cada género dentro de su respectiva familia, ordenadas de mayor a menor según la riqueza específica. Las cinco familias con mayor número de especies en el conjunto de datos fueron: Bryaceae con 17 especies, Grimmiaceae con 13, Pottiaceae, Amblystegiaceae y Bartramiaceae, cada una con 11 especies. Estas familias ocupan los primeros lugares en el gráfico debido a su alta riqueza relativa y a la presencia de múltiples géneros contribuyendo con más de una especie. El resto de las familias muestra una menor representatividad, en su mayoría con uno o dos géneros, generalmente monoespecíficos. Hacia la derecha del gráfico, se agrupan géneros que solo contienen una especie dentro de la base de datos, lo que refleja que más de la mitad de los géneros están representados por una única especie. En conjunto, la figura entrega una visión detallada de la estructura taxonómica del conjunto de especies recolectadas, resaltando la concentración de la riqueza específica en un número reducido de familias y la predominancia de géneros con baja diversidad interna.

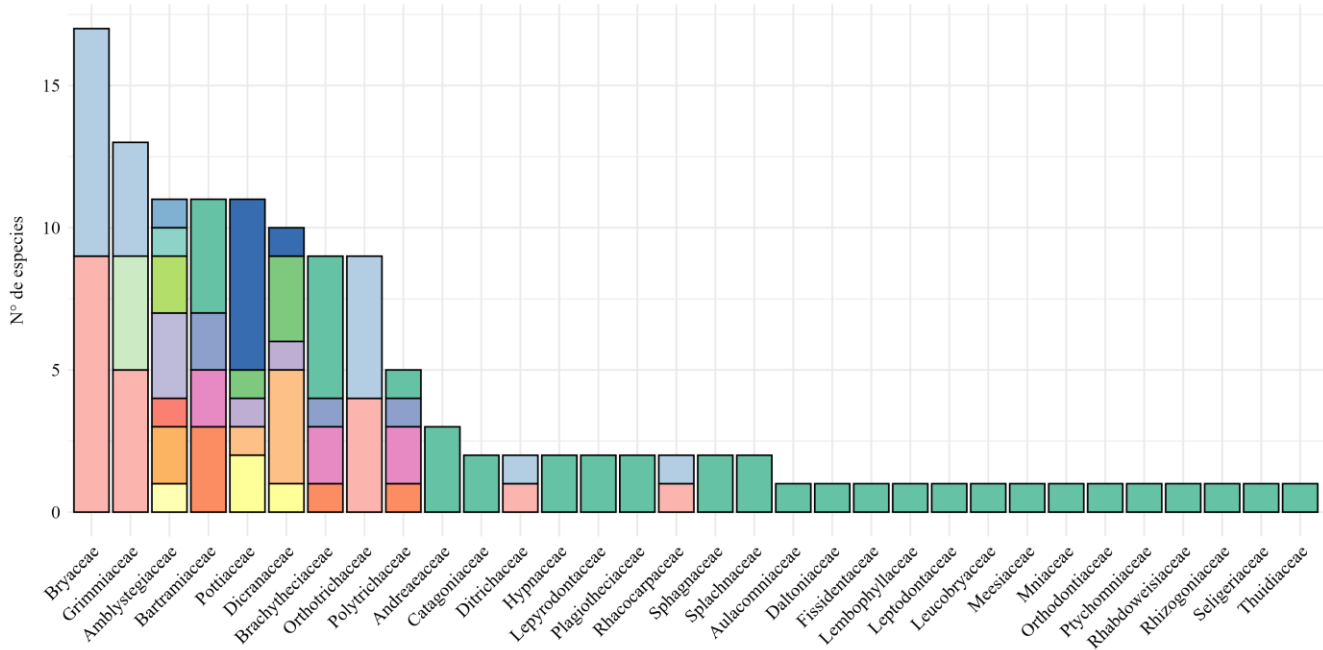


Figura 6. Cantidad de especies y géneros presentes por familia.

3.2. Patrones de co-ocurrencia y composición específica

La figura 7 muestra la relación entre especies de musgos, tipos de hábitat y tipos de sustrato registrados en el Parque Nacional Yendegaia. El panel (a) representa la red de co-ocurrencia entre especies y los tres tipos de hábitat. Tres especies están presentes en los tres hábitats evaluados: *Bartramia stricta* Brid., *Breutelia integrifolia* (Taylor) Spruce y *Bryum nivale* Müll. Hal. En el panel (b), se observa la red de co-ocurrencia entre especies y tipos de sustrato. Ocho especies presentan ocurrencia en tres tipos diferentes de sustrato: *Brachythecium paradoxum* (Hook. f. & Wilson) A. Jaeger, *Cratoneuropsis relaxa* subsp. *minor* (Hook. F. & Wilson) Ochyra, *Henediella densifolia* (Hook. f. & Wilson) R.H. Zander, *Hymenodontopsis mnioides* (Hook.) N.E. Bell, A.E. Newton & D. Quandt, *Pohlia drummondii* (Müll. Hal.) A.L. Andrews, *Pohlia lonchochaete* (Dusén) Broth., *Sanionia uncinata* (Hedw.) Loeske y *Sciuro-hypnum plumosum* (Hedw.) Ignatov & Huttunen.

El panel (c) muestra la proporción relativa de sustratos utilizados por las especies dentro de cada hábitat. Los sustratos más frecuentes en los tres hábitats son roca y suelo. El sustrato tronco caído se encuentra en bosque mixto y herbazal, mientras que el sustrato epífita fue exclusivo del bosque

mixto. Dentro de este último, las especies asociadas a sustratos epífitos pertenecen mayoritariamente a los géneros *Ulota* y *Orthotrichum*.

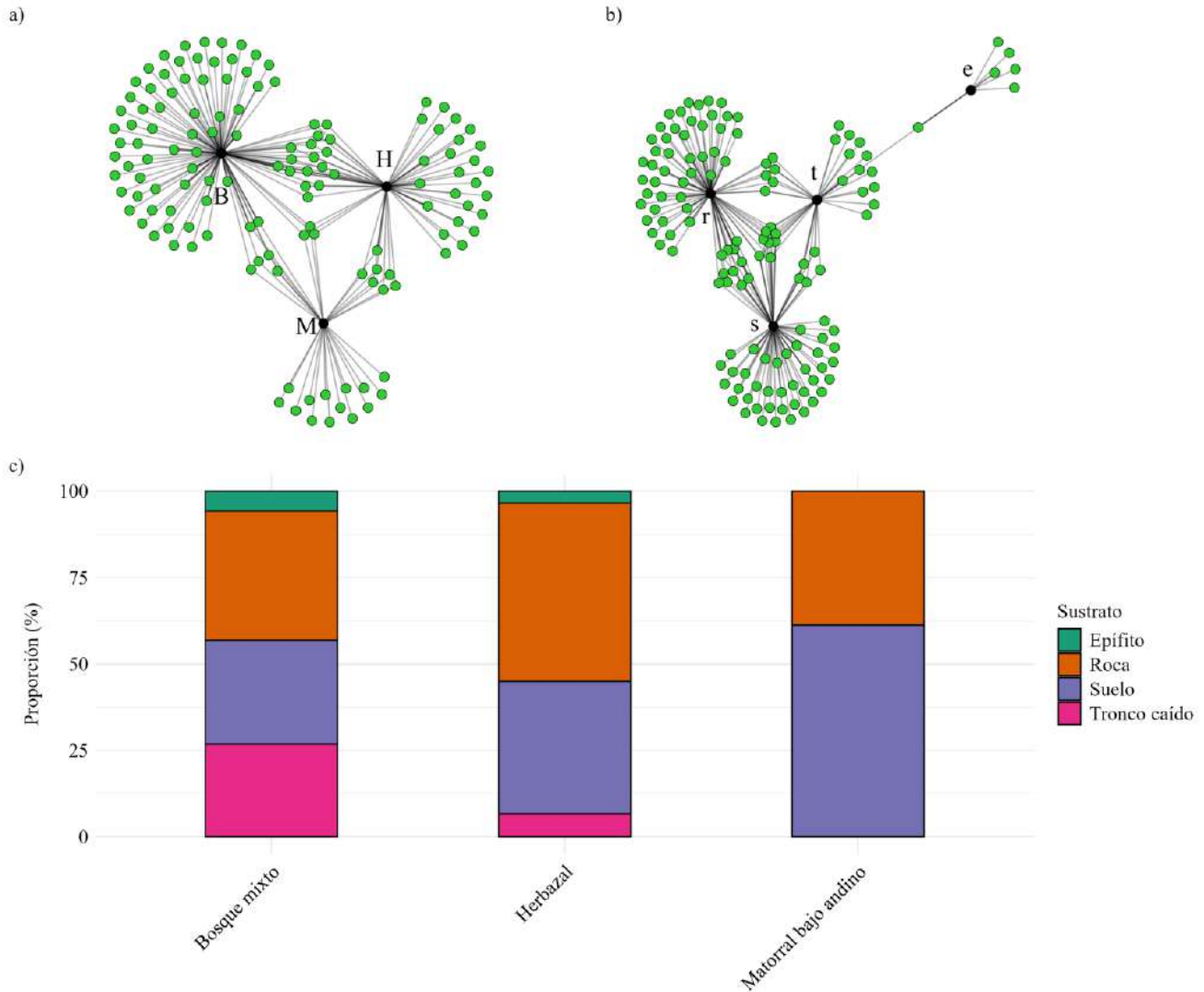


Figura 7. Redes de co-ocurrencia de especies por hábitat (a), sustrato (b) y proporción de sustratos por hábitat (c).

El cuadro 1 resume los resultados de los análisis estadísticos aplicados para evaluar las diferencias en la composición de especies de musgos según los factores hábitat y sustrato, a partir de una matriz de disimilitud de Jaccard. El análisis ANOSIM de una vía para el factor hábitat entregó un valor del estadístico $R = -0,026$, con un valor de significancia asociado de $p = 0,623$. Este resultado

indica que no se detectaron diferencias en la composición específica entre los grupos definidos por hábitat, según la estructura de la matriz utilizada. Para el factor sustrato, el análisis ANOSIM de una vía arrojó un valor de $R = 0,071$, con un valor $p = 0,051$. Si bien este resultado no alcanza un umbral de significancia estadística convencional ($p < 0,05$), se sitúa próximo a dicho límite, lo cual se reporta como parte del conjunto de resultados obtenidos. Finalmente, el análisis PERMANOVA de dos vías, que considera simultáneamente la variación asociada a los factores hábitat y sustrato, arrojó un valor del estadístico $F = 1,039$, con un valor $p = 0,133$. El coeficiente de determinación asociado al modelo (R^2) fue de $0,257$, lo que indica que el modelo explica aproximadamente un $25,7\%$ de la variación total en la matriz de disimilitud. Estos resultados señalaron que el efecto del sustrato sobre la composición fue más marcado que el del hábitat, aunque ninguno de los análisis alcanzó niveles de significancia estadística estricta.

Cuadro 1. Resultados de ANOSIM y PERMANOVA para la composición específica de musgos.

Análisis	Estadístico	Valor p	R^2
ANOSIM una vía Hábitat	$R = - 0,026$	0,623	-
ANOSIM una vía Sustrato	$R = 0,071$	0,051	-
PERMANOVA dos vías	$F = 1,039$	0,133	0,257

3.3. Diversidad beta

El cuadro 2 presenta los valores del índice de diversidad beta β_{sim} , que permite estimar el grado de recambio específico entre sitios, aislando el componente de reemplazo sin que influya la variación en la riqueza total. Este análisis se aplicó por separado a los distintos tipos de hábitat (bosque mixto, matorral bajo andino y herbazal) y a los tipos de sustrato (suelo, roca, tronco caído y epífito).

El análisis mostró diferencias en el nivel de recambio específico entre las categorías de hábitat y sustrato. Entre los hábitats, el herbazal presentó el mayor recambio de especies entre sitios ($0,642$), seguido por el bosque mixto ($0,582$), mientras que el matorral bajo andino registró el valor más bajo ($0,500$), lo que indicó una mayor similitud composicional en este último. En cuanto a los sustratos, el

suelo y la roca evidenciaron los niveles más altos de recambio (0,654 y 0,647, respectivamente), mientras que los valores más bajos correspondieron a tronco caído (0,460) y epífita (0,560). Estos resultados indicaron que la variación en la composición específica entre sitios fue más marcada en algunas categorías ambientales que en otras, reflejando distintos grados de heterogeneidad interna entre los grupos evaluados.

Cuadro 2. Recambio de especies por tipo de hábitat (B = Bosque mixto, M = Matorral bajo andino, H = Herbazal) y sustrato (s = suelo, r = roca, t = tronco caído, e = epífita), basado en β_{sim} .

Diversidad	B	M	H	s	r	t	e
β_{sim}	0,582	0,5	0,642	0,654	0,647	0,46	0,56

La partición de la diversidad beta (cuadro 3) reveló que el recambio de especies explicó la mayor parte de la variación observada tanto entre hábitats como entre sustratos. Para el factor hábitat, la diversidad beta total (β_{sor}) fue de 0,784, de la cual el componente de recambio (β_{sim}) representó 0,670 y el componente de anidamiento (β_{nes}) alcanzó un valor de 0,115. En el caso del sustrato, la diversidad beta total fue mayor ($\beta_{sor} = 0,882$), con un recambio de especies más elevado ($\beta_{sim} = 0,728$) y un componente de anidamiento levemente superior al del hábitat ($\beta_{nes} = 0,154$). Estos resultados indicaron que, en ambos factores, la mayor proporción de la variación específica entre sitios se explicó por el reemplazo de especies más que por procesos de anidamiento, siendo esta tendencia más marcada en la variación asociada al tipo de sustrato.

Cuadro 3. Diversidad beta de hábitat y sustrato.

Factor	β_{sor} (total)	β_{sim} (turnover)	β_{nes} (anidamiento)
Habitat	0,784	0,67	0,115
Sustrato	0,882	0,728	0,154

4. DISCUSIÓN

El presente estudio caracteriza la diversidad y estructura de las comunidades de musgos en el sector sureste del Parque Nacional Yendegaia, utilizando un enfoque multiescalar que integra variación espacial, estacional y estructural. Esta metodología aplicada en tres temporadas consecutivas permite una evaluación florística más representativa, al incorporar tanto tipos de hábitat como sustratos representativos del paisaje subantártico. La integración de estos factores en el diseño de muestreo mejora la resolución ecológica del estudio y aumenta la capacidad para detectar especies de ocurrencia esporádica o de baja frecuencia, lo que ha permitido registrar una riqueza significativa de especies en un sector previamente poco explorado.

Los patrones florísticos identificados muestran concordancia con estudios realizados en otras áreas de la ecorregión subantártica, como los trabajos de Méndez *et al.* (2013) en Isla Navarino, Larraín y Bahamonde (2017) en Torres del Paine, y Drapela y Larraín (2020) en el archipiélago Madre de Dios. Estas investigaciones reportan alta representación de familias como Bryaceae, Grimmiaceae y Pottiaceae, las cuales también están bien representadas en este estudio. Sin embargo, la diversidad registrada en Yendegaia incluye además un número considerable de géneros menos comunes y una participación destacada de familias como Amblystegiaceae y Bartramiaceae, lo que sugiere un ensamblaje florístico más heterogéneo.

Una diferencia relevante con respecto a los trabajos anteriores es la incorporación de herramientas analíticas multivariadas (ANOSIM, PERMANOVA y análisis de partición de la diversidad beta) que permitieron evaluar con mayor detalle el efecto de variables estructurales sobre la composición específica. Aunque los resultados no muestran diferencias estadísticamente significativas entre grupos definidos por hábitat o sustrato, sí se evidencian tendencias de segmentación interna en la comunidad. En particular, el tipo de sustrato evidenció una influencia más marcada que el hábitat sobre la composición florística, patrón que se alinea con los resultados obtenidos en los análisis de co-ocurrencia y diversidad beta, y que ha sido previamente documentado en comunidades de briófitas donde el recambio específico entre sustratos refleja un efecto diferenciador asociado a filtros ambientales (Iriarte-Cárdenas *et al.* 2022).

La estructura interna de las comunidades de musgos en Yendegaia se manifiesta en la coexistencia de especies ampliamente distribuidas y otras con alta especificidad ecológica. Algunas especies se encuentran presentes en todos los hábitats (*Bartramia stricta*, *Breutelia integrifolia*, *Bryum*

nivale) y sustratos (*Brachythecium paradoxum*, *Cratoneuropsis relaxa* subsp. *minor*, *Hennediella densifolia*, *Hymenodontopsis mnioides*, *Pohlia drummondi*, *Pohlia lonchochaete*, *Sanionia uncinata*, *Sciuro-hypnum plumosum*) evaluados, lo cual sugiere una amplia tolerancia microambiental. Este patrón es similar al descrito por Méndez *et al.* (2013) para zonas altoandinas, donde especies frecuentes como *Bryum* sp., *Grimmia humilis* Mitt. y *Polytrichum piliferum* Hedw., entre otros, presentan baja selectividad por microhábitats. Sin embargo, en el presente estudio también se identifican múltiples taxones cuya ocurrencia se limita a un único hábitat (*Achrophyllum magellanicum*, *Andreaea alpina*, *Hennediella heimii*, entre otros), o sustrato (*Acrocladium auriculatum*, *Amblystegium varium*, *Racomitrium laevigatum*, *Uloa magellanica*, entre otros), evidenciando una estructura comunitaria con niveles marcados de compartimentación. Las matrices de co-ocurrencia por sustrato muestran segmentaciones claras, con mayor representación de especies exclusivas en suelo (*Sphagnum*, *Warnstorfia*, entre otros) y roca (mayoría de las Grimmiaceae y Rhacocarpaceae), y menor diversidad en epífitos y troncos caídos. Esta organización interna no es detectada por los análisis globales de similitud, pero se hace evidente mediante visualizaciones directas y análisis de recambio. Estos resultados refuerzan la importancia de incorporar enfoques complementarios que integren tanto métricas alfa como beta. Aunque el uso de datos de abundancia incrementa la sensibilidad y resolución ecológica de los análisis (Chao *et al.* 2005, Anderson *et al.* 2011), en estudios donde solo se dispone de información de presencia/ausencia, las métricas cualitativas como β_{sim} han demostrado ser herramientas robustas para evaluar el recambio florístico (Baselga 2010, Socolar *et al.* 2016).

La diversidad beta observada está dominada por el recambio específico (turnover), lo que indica que las diferencias florísticas entre sitios se deben principalmente a la sustitución de especies y no a la anidación (Baselga 2010). El índice β_{sim} utilizado proporciona una estimación robusta del grado de heterogeneidad florística y permite discernir con precisión el recambio incluso en situaciones mixtas de anidamiento y recambio específico (Baselga 2010). Se constata que el recambio es más intenso entre sustratos que entre hábitats, lo cual coincide con la segmentación detectada en la distribución específica. Esta tendencia sugiere que el sustrato actúa como un filtro ambiental más restrictivo que el hábitat a la escala considerada, como también se ha evidenciado en estudios previos sobre comunidades de briófitas (Iriarte-Cárdenas *et al.* 2022).

Estos resultados apoyan la validez del enfoque metodológico adoptado, que permite capturar con mayor representatividad la variabilidad florística en paisajes complejos (Newmaster *et al.* 2005). La identificación de combinaciones de hábitat y sustrato con bajo solapamiento florístico resalta la

importancia de considerar ambos factores en el diseño de estrategias de conservación y monitoreo (Bush *et al.* 2016, Dagne y Birhanu 2023). A pesar de que la composición florística global no se agrupa de manera significativa entre los grupos ambientales evaluados, se reconoce una diferenciación progresiva de la comunidad, sostenida en afinidades estructurales y microclimáticas (Gril *et al.* 2025).

El alcance interpretativo del presente trabajo se ve condicionado por ciertas limitaciones metodológicas. El tamaño muestral es relativamente acotado respecto a la superficie del parque, lo que limita la cobertura espacial del análisis. Las condiciones climáticas adversas y la dificultad de acceso restringieron el muestreo en sectores de difícil acceso, incluyendo ambientes glaciares y periglaciares. Asimismo, la falta de datos de abundancia y de variables ambientales medidas directamente en terreno impide evaluar en detalle las relaciones entre ocurrencia específica y condiciones microambientales. Estas limitaciones, sin embargo, no invalidan los resultados obtenidos, que se sustentan en un diseño robusto y sistemático.

5. CONCLUSIONES

El presente estudio caracteriza por primera vez la diversidad y composición de las comunidades de musgos en el sector sureste del Parque Nacional Yendegaia, revelando una flora diversa y estructurada en función de gradientes de hábitat y sustrato. Se confirman diferencias en los niveles de riqueza específica y una alta heterogeneidad florística entre sitios, lo que permite identificar patrones definidos de distribución y segmentación de las comunidades.

Los análisis realizados permiten establecer que los tipos de sustrato ejercen un efecto diferenciador más claro que los hábitats en la configuración de las comunidades de musgos. Aunque no se detectan agrupamientos estadísticamente significativos a nivel global, se evidencia una organización interna que responde a filtros microambientales. La diversidad beta, dominada por el recambio de especies, refuerza esta diferenciación progresiva y subraya la relevancia de considerar múltiples escalas espaciales y estructurales al estudiar comunidades briofíticas.

La coexistencia de especies generalistas y especialistas, así como la identificación de combinaciones con bajo solapamiento florístico, aportan información clave para el diseño de futuras estrategias de monitoreo y conservación en la región. Estos hallazgos permiten avanzar en la

comprensión de los patrones ecológicos de la flora briofítica subantártica y proporcionan una base comparativa para investigaciones en ambientes similares.

Se recomienda ampliar el muestreo hacia zonas glaciares y periglaciares aún no exploradas, así como incorporar variables ambientales medidas *in situ* y datos cuantitativos de abundancia. Estas mejoras permitirán evaluar con mayor precisión la influencia de factores microambientales sobre la distribución de especies y fortalecer los modelos de estructura comunitaria en ecosistemas subantárticos.

6. REFERENCIAS

Allen B. 1999. A revision of the moss genus *Lepyrodon* (Leucodontales, Lepyrodontaceae). *Bryobrothera* 5: 23-48.

Ana y Mora M. 1870. Flora cryptogámica de la Península Ibérica. Universidad de Granada. Granada, España. p. 859.

Anderson C, C Griffith, A Rosemond, R Rozzi, O Dollenz. 2006. The effects of invasive North American beavers on riparian plant communities in Cape Horn, Chile: Do exotic beavers engineer differently in sub-Antarctic ecosystems? *Biological Conservation* 128(4): 467-474.

Anderson M, T Crist, J Chase, M Vellend, B Inouye, A Freestone, N Sanders, H Cornell, L Comita, K Davies, S Harrison, N Kraft, J Stegen, N Swenson. 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a road map for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14: 19-28

Asakawa Y. 2001. Recent advances in phytochemistry of bryophytes-acetogenins, terpenoids and bis(bibenzyl)s from selected Japanese, Taiwanese, New Zealand, Argentinean and European liverworts. *Phytochemistry* 56: 297-312.

Baselga A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134-143.

Baselga A, D Orme, S Villeger, J Bortoli, F Leprieur. 2018. Package ‘betapart’: Partitioning Beta diversity into turnover and nestedness components (Version R package version 1.5.1). Consultado 13 dic. 2023. Disponible en: <https://cran.r-hub.io/web/packages/betapart/betapart.pdf>

- Beever J. 1988. A Key to the Genera of New Zealand Mosses. National Museum of New Zealand. p. 33.
- Bell N. 2023. The Hidden World of Mosses. Royal Botanic Gardens Edinburgh. Edinburgh, United Kingdom. p. 232.
- Bremer B. 1980. A taxonomic revision of *Schistidium* (Grimmiaceae, Bryophyta) 2. *Lindbergia* 6(2): 89-117.
- Buck W, B Goffinet. 2010. Preliminary key to the mosses of Isla Navarino, Chile (Prov. Antártica Chilena). *Nova Hedwigia* 138: 215-229.
- Bush A, T Harwood, A Hoskins, K Mokany, S Ferrier. 2016. Current Uses of Beta-Diversity in Biodiversity Conservation: A response to Socolar et al. *Trends in Ecology and Evolution* 31(5): 1-2.
- Chao A, R Chazdon, R Colwell, T Shen. 2005. A new statistical approach for assessing compositional similarity based on incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8: 148-159.
- Clarke K. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143.
- Dagne Y, L Birhanu. 2023. Floristic composition and plant community distribution along environmental gradients in Guard dry Afromontane forest of Northwestern Ethiopia. *BMC Ecology and Evolution* 23(1).
- Drapela P, J Larraín. 2020. The bryophytes of Madre de Dios Archipelago, Magallanes Region, Chile. *Phytotaxa* 428(1): 7-29.
- During H. 1992. Ecological classifications of bryophytes and lichens. In Bates J, A Farmer eds. *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. Oxford, England. Oxford Academic Books. p. 1-31.
- Fontúrbel F, F Osorio, V Riffó-Donoso, G Carvallo, H Rydin. Cryptic interactions revisited from ecological networks: Mosses as a key link between trees and hummingbirds. *Functional Ecology* 35(1): 226-238.
- Garreaud RD, M Vuille, R Compagnucci, J Marengo. 2009. Present-day South American climate. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 281(3-4): 180-195.

- García-Oteiza S. 2018. Nota sobre la colonización del país de los Yendagians/Yundagians Tierra del Fuego 1898. *Magallania* 46(2): 253-260.
- Gignac D. 2009. Bryophytes as Indicators of Climate Change. *The Bryologist* 128: 410-420.
- Glime J. 2021. Bryophyte Ecology. Michigan Technological University. Consultado 13 dic. 2023. Disponible en: <https://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology/>.
- Goffinet B, W Buck, AJ Shaw. 2009. Morphology, anatomy, and classification of the Bryophyta. *In* Goffinet B, AJ Shaw eds. *Bryophyte Biology*. Cambridge, United Kingdom. Cambridge University Press. p. 55-138.
- Goffinet B, R Rozzi, L Lewis, W Buck, F Massardo. 2012. Los Bosques en Miniatura del Cabo de Hornos: Ecoturismo con Lupa. Denton y Punta Arenas. UNT Press Editions.
- Goffinet B, J Engel, M Von Konkrat, R Mackenzie, T Contador, S Rosenfeld, O Barroso, R Rozzi. 2020. First bryophyte records from Diego Ramírez Archipelago: Changing lenses in long-term socio-ecological research at the southernmost island of the Americas. *Anales del Instituto de la Patagonia* 48(3): 127-138.
- Gril E, F Spicher, A Vanderpoorten, E Gallet-Moron, B Brasseur, V Le Roux, M Laslier, G Decocq, R Marrec, J Lenoir. 2025. The affinity of vascular plants and bryophytes to forest microclimate buffering. *Journal of Ecology* 133(1): 22-38.
- Hallingbäck T, N Hodgetts. 2000. Mosses, Liverworts and Hornworts Status Survey and Conservation Action Plan for Bryophytes. IUCN/SSC Bryophyte Specialist Group. Newbury, United Kingdom. p. 106. Consultado 10 jul. 2023. Disponible en: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2000-074.pdf>.
- Hammer O, D Harper, P Ryan. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1-9.
- Hothorn T, F Bretz, P Westfall. 2008. Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal* 50: 346–363.
- Hyvönen J. 1991. *Chorisodontium* (Dicranaceae, Musci) in southern South America. *Botanici* 28(3): 247-258.

- Ireland R. 1982. Moss flora of the Maritime Provinces. National Museum of Natural Sciences Publications in Botany. Ottawa, Canada. p. 738.
- Iriarte-Cárdenas S, S García-Martínez, J Mercado-Gómez. 2021. Beta diversity analyses reveal distinct bryophyte community assemblages on different substrates in Neotropical seasonally dry forest fragments of the Colombian Caribbean. *Journal of Bryology* 43(4): 355-367.
- Larraín J. 2007. Musgos (Bryophyta) de la estación biológica Senda Darwin, Ancud, Isla de Chiloé, Chile. Claves para su identificación y lista de especies. *Chloris Chilensis* 10(1): 59-96.
- Larraín J, N Bahamonde. 2017. Los briófitos de la Estancia Cerro Paine, Parque Nacional Torres del Paine, Magallanes, Chile. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 52(1): 27-38.
- León C, G Oliván, R Pino-Bodas. 2013. New distributional records for Chilean bryophyte and lichen flora. *Gayana Botánica* 70(2): 241-246.
- Luebert F, P Plischoff. 2017. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 384 p.
- Martinić M. 1978. Exploraciones y colonización en la Región Central Magallánica, 1853-1920. *Anales del Instituto de la Patagonia* 9: 5-42.
- Matchman H, S Pressel, S Russel, F Massardo, J Duckett. 2007. Inventory and conservation of the bryoflora of south-western Patagonia. *Field Bryology* 93: 2-8.
- Matteri C. 1984. Bryophyta, Musci: Bartramiaceae. In Guarrera S, I Gamundi, D Rabinovich eds. Flora Criptogámica de Tierra del Fuego. p. 62.
- Matteri C, M Schiavone. 2002. Catálogo de los musgos (Bryophyta) de la Región Fueguina en Argentina y Chile. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 4(2): 111-138.
- Méndez M, R Rozzi, L Cavieres. 2013. Flora vascular y musgos en la zona altoandina de Isla Navarino (55°S), Reserva de la Biosfera Cabo de Hornos, Chile. *Gayana Botánica* 70(2): 338-344.
- Monteiro J, I Domingues, M Brilhante, J Serafim, S Nunes, R Trigo, C Branquinho. 2024. Changes in bryophyte functional composition during post-fire succession. *The Science of The Total Environment* 925: 171592.
- Muller F. 2009. An updated checklist of the mosses of Chile. *Archive for Bryology* 58: 1-124.

- Muñoz J, A Felicísimo, F Cabezas, A Burgaz, I Martínez. 2004. Wind as a Long-Distance Dispersal Vehicle in the Southern Hemisphere. *Science* 304: 1144-1147.
- Newmaster S, D Vitt, Belland, A Arsenault, Stephens. 2005. The ones we left behind: Comparing plot sampling and floristic habitat sampling for estimating biodiversity. *Diversity and Distribution* 11: 57-72.
- Ochyra R, L Smith, H Bednarek-Ochyra. 2008. The illustrated moss flora of Antarctica. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. p. 685.
- Osorio F, C Ivanovic, E Barrera. 2018. Diversidad de especies Briófitas. In Figueroa A, J Rovaire, S Flores, C Tala, R Avilés, J Orellana, J Ferreyra, P Díaz, A Armendariz eds. Biodiversidad de Chile: Patrimonio y desafíos. Santiago de Chile, Chile. Ministerio del Medio Ambiente. p. 229-237.
- Patiño J, A Vanderpoorten. 2018. Bryophyte Biogeography. *Critical Reviews in Plant Sciences* 37(2-3): 175-219.
- Proctor M, M Oliver, A Wood, P Alpert, L Stark, N Cleavitt, B Mishler. 2009. Desiccation-tolerance in bryophytes: A review. *The Bryologist* 110: 595-621.
- Riffo-Donoso V, F Osorio, F Fontúrbel. 2021. Habitat disturbance alter species richness, composition, and turnover of the bryophyte community in a temperate rainforest. *Forest Ecology and Management* 496: 119467.
- Rozzi R, F Massardo, Y Medina, K Moses, P Caballero, E Camelio, V Morales, L Lewis, B Goffinet, M Méndez, L Cavieres, J Chávez, S Russel. 2010. Ecoturismo con lupa: integración de las ciencias ecológicas y la ética ambiental. *Revista Ambiente y Desarrollo* 37: 30-37.
- Rozzi R, J Armesto, B Goffinet, W Buck, F Massardo, J Silander, M Arroyo, S Russel, C Anderson, L Cavieres, J Callicott. 2008. Changing lenses to access biodiversity: patterns of species richness in sub-Antarctic plants and implications for global conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(3): 131-137.
- Rozzi R, F Massardo, A Mansilla, C Anderson, A Berghöfer, M Mansilla, M Gallardo, J Plana, U Berghöfer, X Arango, S Russel, P Araya, E Barros. 2007. La Reserva de Biosfera Cabo de Hornos: Un desafío para la conservación de la biodiversidad e implementación del desarrollo sustentable en el extremo austral de América. *Anales del Instituto de la Patagonia* 35: 55-70.

- Sarricolea P, M Herrera-Ossandon, Ó Meseguer-Ruiz. 2017. Climatic regionalisation of continental Chile. *Journal of Maps* 13(2): 66-73.
- Shaw J, P Szövényi, B Shaw. 2011. Bryophyte diversity and evolution: Windows into the early evolution of land plants. *American Journal of Botany* 98(3): 352–369.
- Socolar J, J Gilroy, W Kunin, D Edwards. 2016. How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology & Evolution* 31(1): 67-80.
- Söderström L, T Hallingbäck, L Gustafsson, N Cronberg, L Hedenäs. 1992. Bryophyte conservation for the future. *Biological Conservation* 59: 265-270.
- Stagg B, M Donkin, A Smith. 2014. Bryophytes for Beginners: The usability of a printed dichotomous key versus a multi-access computer-based key for bryophyte identification. *Journal of Biological Education* 49(3): 274-287.
- Suárez G, M Schiavone. 2010. *Pohlia* section *Apalodictyon* (Bryaceae, Bryophyta) in Central and South America. *Nova Hedwigia* 91(3-4): 377-388.
- Suárez G, M Schiavone. 2011. A Taxonomic Revision of the Propaguliferous Species of *Pohlia* (Bryaceae, Bryophyta) in Latin America. *Lilloa* 48(2): 217-249.
- Turetsky M. 2003. The role of bryophytes in carbon and nitrogen cycling. *The Bryologist* 106(3): 395-409.
- Vanderpoorten A, B Goffinet, L Hedenäs, C Cox, A Shaw. 2013. A taxonomic reassessment of the Vittaceae (Hypnales, Bryopsida): Evidence from phylogenetic analyses of combined chloroplast and nuclear sequence data. *Plant Systematics and Evolution* 241(1): 1-12.
- Vanderpoorten A, B Goffinet. 2009. Introduction to Bryophyte Biology. In Vanderpoorten A, B Goffinet eds. Cambridge, United Kingdom. Cambridge University Press. p. 312.
- Villagrán C. 2020. Historia biogeográfica de las briófitas de Chile. *Gayana Botánica* 77(2): 73-114.
- Villagrán C, L Hinojosa. 2005. Esquema biogeográfico de Chile. In Llorente J, J Morrone eds. Regionalización Biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines. Ciudad de México, México. Ediciones de la Universidad Nacional Autónoma de México. p. 551-577.

Villagrán C, G Hässel de Menéndez, E Barrera. 2005. Hepáticas y Antoncerotes del Archipiélago de Chiloé. Una introducción a la flora briofítica de los ecosistemas templados lluviosos del sur de Chile. *Boletín Museo de Historia Natural* 54: 159-161.

Whinam J, G Copson. 2006. *Sphagnum* moss: an indicator of climate change in the sub-Antarctic. *Polar Record* 42(220): 43-49.

Zander R. 1993. Genera of the Pottiaceae: Mosses of Harsh Environments. New York, United States. Bulletin of the Buffalo Society of Natural Sciences. p. 385.

Anexos

Anexo 1. Listado de especies, sustrato asociado y actualización de distribución (× = Nuevo registro para la provincia Antártica Chilena, ×× = Nuevo registro para la Región de Magallanes y Antártica Chilena).

Taxones de Bryophyta (por familia)	Sustrato	Registro
Musgos		
Amblystegiaceae		
<i>Amblystegium varium</i> (Hedw.) Lindb.	Suelo	
<i>Cratoneuroopsis relaxa</i> subsp. <i>minor</i> (Hook. f. & Wilson)	Roca	
Ochyra		
<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnst.	Roca	×
<i>Drepanocladus longifolius</i> (Wilson ex Mitt.) Broth. ex Paris	Suelo	
<i>Drepanocladus polygamus</i> (Schimp.) Hedenäs	Suelo	×
<i>Sanionia uncinata</i> (Hedw.) Loeske	Roca	
<i>Scorpidium revolvens</i> (Sw.) Rubers	Suelo	
<i>Vittia elimbata</i> Hedenäs, Vanderp. & Goffinet	Roca	×
<i>Vittia pachyloma</i> (Mont.) Ochyra	Roca	
<i>Warnstorfia fluitans</i> (Hedw.) Loeske	Suelo, roca	
<i>Warnstorfia sarmentosa</i> (Wahlenb.) Hedenäs	Suelo, roca	
Andreaeaceae		
<i>Andreaea alpina</i> Hedw.	Suelo	
<i>Andreaea mutabilis</i> Hook. f. & Wilson	Roca	
<i>Andreaea subulata</i> Harv.	Roca	
Aulacomniaceae		
<i>Aulacomnium palustre</i> (Hedw.) Schwägr.	Suelo	×
Bartramiaceae		

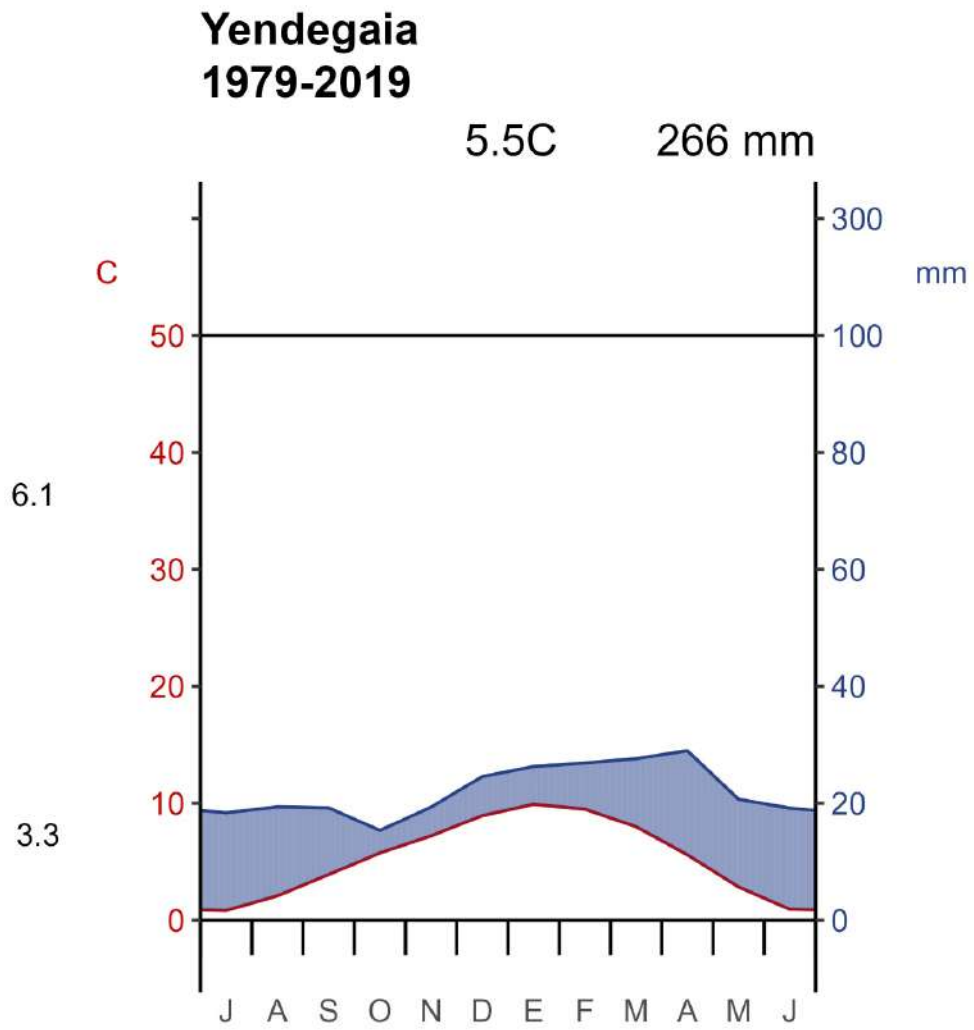
<i>Bartramia ithyphylla</i> subsp. <i>patens</i> (Brid.) Fransén	Tronco caído, roca	
<i>Bartramia ithyphylloides</i> Schimp. ex Müll.Hal.	Suelo	
<i>Bartramia mossmaniana</i> Müll. Hal.	Suelo	
<i>Bartramia stricta</i> Brid.	Suelo, roca	×
<i>Breutelia angustiretis</i> E.B. Bartram	Suelo	×
<i>Breutelia dumosa</i> Mitt.	Roca	
<i>Breutelia integrifolia</i> (Taylor) Spruce	Suelo, roca	
<i>Conostomum perpusillum</i> Cardot & Broth.	Roca	×
<i>Conostomum tetragonum</i> (Hedw.) Lindb.	Suelo	
<i>Philonotis polymorpha</i> (Müll. Hal.) Kindb.	Roca	×
<i>Philonotis scabrifolia</i> (Hook. f. & Wilson) Braithw.	Tronco caído, suelo	
Brachytheciaceae		
<i>Brachythecium austroglareosum</i> (Müll. Hal.) Kindb.	Tronco caído, roca	
<i>Brachythecium paradoxum</i> (Hook. f. & Wilson) A. Jaeger	Tronco caído, suelo, roca	
<i>Brachythecium praelongum</i> Schimp. ex Müll. Hal.	Suelo	
<i>Brachythecium subpilosum</i> (Hook. f. & Wilson) A. Jaeger	Tronco caído, roca	
<i>Brachythecium subplicatum</i> (Hampe) A. Jaeger	Suelo	
<i>Eurhynchium fuegianum</i> Cardot	Suelo	
<i>Rhynchostegiella chilensis</i> Thér.	Epífito	××
<i>Sciuro-hypnum filirepens</i> (Dusén) Ochyra & Żarnowiec	Roca	
<i>Sciuro-hypnum plumosum</i> (Hedw.) Ignatov & Huttunen	Tronco caído, suelo, roca	×
Bryaceae		
<i>Bryum australe</i> Hampe	Tronco caído	×
<i>Bryum caespiticium</i> Hedw.	Suelo	
<i>Bryum clavatum</i> (Schimp.) Müll. Hal.	Roca	
<i>Bryum dichotomum</i> Hedw.	Suelo	×
<i>Bryum funkii</i> Schwägr.	Suelo	
<i>Bryum laevigatum</i> Hook. f. & Wilson	Suelo	
<i>Bryum nivale</i> Müll. Hal.	Suelo	
<i>Bryum pallens</i> Sw.	Roca	
<i>Bryum uliginosum</i> (Brid.) Bruch & Schimp.	Tronco	
<i>Pohlia australis</i> A.J. Shaw & Fife	Roca	××
<i>Pohlia cruda</i> (Hedw.) Lindb.	Suelo	
<i>Pohlia drummondii</i> (Müll. Hal.) A.L. Andrews	Tronco caído, suelo	
<i>Pohlia lonchochaete</i> (Dusén) Broth.	Tronco caído, suelo	
<i>Pohlia magnifica</i> (Herzog) S. He	Roca	
<i>Pohlia papillosa</i> (Spruce) Broth.	Suelo	××
<i>Pohlia wahlenbergii</i> (F. Weber & D. Mohr) A.L. Andrews	Roca	
<i>Pohlia wilsonii</i> (Mitt.) Ochyra	Roca	
Catagoniaceae		

<i>Catagonium nitens</i> (Brid.) Cardot	Tronco, suelo	
<i>Catagonium nitidum</i> (Hook. f. & Wilson) Broth.	Suelo, roca	
Daltoniaceae		
<i>Achrophyllum magellanicum</i> (Besch.) Matteri	Roca	
Dicranaceae		
<i>Chorisodontium aciphyllum</i> (Hook. f. & Wilson) Broth.	Suelo	
<i>Chorisodontium dicranellatum</i> (Dusén) Roiv.	Suelo	
<i>Chorisodontium spegazzinii</i> (Müll. Hal.) Roiv.	Roca	
<i>Dicranella hookeri</i> (Müll. Hal.) Cardot	Suelo	
<i>Dicranoloma billardierei</i> (Brid.) Paris	Suelo	×
<i>Dicranoloma chilense</i> (De Not.) Ochyra & Matteri	Tronco caído	
<i>Dicranoloma menziesii</i> (Taylor) Broth. ex Renauld	Suelo	×
<i>Dicranoloma robustum</i> (Hook. f. & Wilson) Paris	Tronco caído	
<i>Dicranoweisia crispula</i> (Hedw.) Milde	Suelo, roca	
<i>Platyneuron praealtum</i> (Mitt.) Ochyra & Bedn.-Ochyra	Tronco caído	
Ditrichaceae		
<i>Distichium capillaceum</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.	Suelo	
<i>Ditrichum heteromallum</i> (Hedw.) E. Britton	Suelo, roca	
Fissidentaceae		
<i>Fissidens maschalanthus</i> Mont.	Suelo	××
Grimmiaceae		
<i>Grimmia fuscolutea</i> Hook.	Roca	×
<i>Grimmia humilis</i> Mitt.	Roca	×
<i>Grimmia pulvinata</i> (Hedw.) Sm.	Roca	
<i>Grimmia reflexidens</i> Müll. Hal.	Roca	
<i>Grimmia trichophylla</i> Grev.	Roca	
<i>Racomitrium didymum</i> (Mont.) Lorentz	Roca	
<i>Racomitrium geronticum</i> Müll. Hal.	Suelo	
<i>Racomitrium laevigatum</i> A. Jaeger	Suelo	×
<i>Racomitrium pachydictyon</i> Cardot	Roca	
<i>Schistidium andinum</i> (Mitt.) Herzog	Roca	
<i>Schistidium cupulare</i> (Müll. Hal.) Ochyra	Roca	
<i>Schistidium halinae</i> Ochyra	Roca	
<i>Schistidium rivulare</i> (Brid.) Podp.	Suelo, roca	
Hypnaceae		
<i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>mossmanianum</i> (Müll. Hal.) Ando	Tronco caído	
<i>Hypnum skottsbergii</i> Ando	Tronco caído, suelo	
Lembophyllaceae		
<i>Acrocladium auriculatum</i> (Mont.) Mitt.	Tronco caído	
Leptodontaceae		
<i>Leptodon</i> sp.	Roca	

Lepyrodontaceae		
<i>Lepyrodon lagurus</i> (Hook.) Mitt.	Tronco caído, roca	
<i>Lepyrodon tomentosus</i> (Hook.) Spruce	Tronco caído	
Leucobryaceae		
<i>Campylopus acuminatus</i> Mit.	Suelo	
Meesiaceae		
<i>Leptobryum pyriforme</i> (Hedw.) Wilson	Suelo	×
Mniaceae		
<i>Plagiomnium ellipticum</i> (Brid.) T.J. Kop.	Roca	
Orthodontiaceae		
<i>Orthodontium lineare</i> Schwägr.	Tronco caído, suelo	
Orthotrichaceae		
<i>Orthotrichum assimile</i> Müll.Hal.	Roca	×
<i>Orthotrichum crassifolium</i> Hook. f. & Wilson	Roca	
<i>Orthotrichum elegantulum</i> Schimp. ex Mitt.	Tronco caído, roca	
<i>Orthotrichum incanum</i> Müll. Hal.	Epífito	
<i>Ulota fuegiana</i> Mitt.	Tronco caído	
<i>Ulota luteola</i> (Hook. f. & Wilson) Wijk & Margad.	Epífito	
<i>Ulota macrocalycina</i> Mitt.	Tronco caído	
<i>Ulota magellanica</i> (Mont.) A. Jaeger	Tronco caído, epífito	
<i>Ulota pygmaeothecia</i> (Müll. Hal.) Kindb.	Epífito	
Plagiotheciaceae		
<i>Plagiothecium denticulatum</i> (Hedw.) Schimp. var. <i>denticulatum</i>	Suelo	
<i>Plagiothecium ovalifolium</i> Cardot	Suelo	
Polytrichaceae		
<i>Dendroligotrichum squamosum</i> (Hook. f. & Wilson) Broth. ex Cardot	Tronco caído	
<i>Notoligotrichum minimum</i> (Cardot) G.L. Sm.	Suelo	
<i>Polytrichadelphus magellanicus</i> (Hedw.) Mitt.	Tronco caído, suelo	
<i>Polytrichum piliferum</i> Hedw.	Suelo	
<i>Polytrichum strictum</i> Menzies ex Brid.	Suelo	
Pottiaceae		
<i>Barbula costesii</i> Thér.	Roca	
<i>Bryoerythrophyllum recurvirostrum</i> (Hedw.) P.C. Chen	Roca	
<i>Didymodon australasiae</i> (Hook. & Grev.) R.H. Zander	Roca	×
<i>Hennediella antarctica</i> (Ångstr.) Ochyra & Matteri	Roca	
<i>Hennediella densifolia</i> (Hook. f. & Wilson) R.H. Zander	Tronco caído, suelo, roca	
<i>Syntrichia anderssonii</i> (Ångström) R.H.Zander	Roca	
<i>Syntrichia costesii</i> (Thér.) R.H. Zander	Suelo	

<i>Syntrichia geheebiaeopsis</i> (Müll. Hal.) R.H. Zander	Roca	
<i>Syntrichia robusta</i> (Hook. & Grev.) R.H. Zander	Tronco caído	
<i>Syntrichia ruralis</i> (Hedw.) F. Weber & D. Mohr	Suelo	×
<i>Syntrichia saxicola</i> (Cardot) R.H. Zander	Roca	
Ptychomniaceae		
<i>Cladomniopsis crenato-obtusa</i> M. Fleisch.	Roca	
Rhabdoweisiaceae		
<i>Symblepharis krausei</i> (Lorentz) Ochyra & Matteri	Roca	
Rhacocarpaceae		
<i>Pararhacocarpus patagonicus</i> (Broth.) J. P. Frahm	Roca	
<i>Rhacocarpus purpurascens</i> (Brid.) Paris	Roca	
Rhizogoniaceae		
<i>Hymenodontopsis mnioides</i> (Hook.) N.E. Bell, A.E. Newton & D. Quandt	Tronco caído, roca, suelo	
Seligeriaceae		
<i>Blindia magellanica</i> Schimp.	Roca	
Sphagnaceae		
<i>Sphagnum fimbriatum</i> Wilson	Suelo	
<i>Sphagnum magellanicum</i> Brid.	Suelo	
Splachnaceae		
<i>Tayloria dubyi</i> Broth.	Roca	
<i>Tayloria mirabilis</i> (Cardot) Broth.	Suelo	
Thuidiaceae		
<i>Thuidiopsis furfurosa</i> (Hook. f. & Wilson) M. Fleisch.	Suelo	×

Anexo 2. Diagrama ombrotérmico de la Bahía Yendegaia (55°S).



Fuente: CR2metMET 2.0 - Boisier (2023)