UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza

Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

PATRONES DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y REPRESENTATIVIDAD DE LA RIQUEZA Y DIVERSIDAD FILOGENÉTICA DE LA FLORA VASCULAR EN LA RED DE ÁREAS SILVESTRES PROTEGIDAS Y PRIORITARIAS DE LA ZONA MEDITERRÁNEA CHILENA

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

DIEGO IGNACIO VERA ARAVENA

Geógrafo

Santiago, Chile

2020

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

Profesora Guía	Nombre	Rosa Amelia Scherson Vicencio
	Nota	7,0
	Firma	
Profesor Co-guía	Nombre	Patricio Andrés Pliscoff Varas
	Nota	7,0
	Firma	
Profesor Consejero	Nombre	Carlos Renato Magni Díaz
	Nota	7,0
	Firma	
Profesor Consejero	Nombre	Héctor Jaime Hernández Palma
	Nota	7,0
	Firma	

Agradecimientos

En primer lugar, quiero agradecer a Rosita Scherson por su constante entrega y dedicación como profesora guía. Su vocación y armonía hicieron que este proceso haya sido mucho más llevadero y ameno. También quiero agradecer a Patricio Pliscoff, co-guía de esta investigación, quien me ha acompañado desde el pregrado y fue uno de los que me incentivó a seguir estudiando, por su compromiso y confianza. Gracias a ambos por su enseñanza y conocimiento en biogeografía, evolución y conservación. Agradecer también a los proyectos FONDECYT N°1171586 y CONICYT del Programa de Cooperación Internacional (PCI) PII20150091, a cargo de ambos profesores respectivamente, desde los cuales se obtuvieron insumos claves para el desarrollo de esta tesis. Agradecer también el financiamiento de la Beca Nacional de Magíster de Conicyt (actualmente ANID) N°22170120, que me permitió seguir estudiando lo que me apasiona.

En segundo lugar, quiero agradecer a mis compañeros y amigos. Agradezco a la gente del MASCN por acompañarme en este proceso de aprendizaje. Sin duda alguna la mezcla de escuelas de conocimiento, tanto de compañeros como profesores, han enriquecido la experiencia de pasar por la facultad y me han permitido aprender de manera integral la importancia de la conservación desde la geografía. También agradezco a la gente del Laboratorio de Sistemática y Evolución de Plantas (SEP) y del Herbario EIF, con quienes pude compartir un espacio físico durante el transcurso del magíster, por su conocimiento en tantos ámbitos de la ciencia y de la vida, por su amistad y el grato ambiente de trabajo generado. Muchos de ellos fueron de gran ayuda para poder concretar esta investigación, a través de sus comentarios y consejos, lo cual agradezco sinceramente.

En tercer lugar, quiero agradecerle a mi familia. A mis padres Iván y Ninoska, a mi hermana Katheryne, y a Percy, por su cariño, paciencia y preocupación. Gracias a ellos he llegado hoy hasta aquí y estaré infinitamente agradecido por todo lo que me han enseñado. Finalmente, y como también es parte de mi familia, quiero agradecerle a Camila Vargas, por su apoyo, comprensión, sabiduría y amor desde que comenzó toda esta aventura en el año 2017. Junto a Killua, y sus especiales muestras de cariño medidas en rasguños y mordiditas, han sido un pilar fundamental en el transcurso de esta etapa, también con momentos de distensión y juegos de mesa que nos ayudaron a amenizar la vida. Gracias, por tanto.

Índice de Contenidos

Agradecimientos ... 3
Resumen ... 7
Abstract ... 8
1. Introducción ... 9
2. Revisión Bibliográfica ... 11
2.1. Conservación en amenaza: límites planetarios y *hotspots* de biodiversidad ... 11
2.2. La importancia de las zonas mediterráneas para la conservación ... 12
2.3. Biogeografía de la conservación y modelos de distribución de especies ... 13
2.4. Planificación Sistemática de la Conservación ... 15
2.5. Diversidad filogenética como medida sustituta de la biodiversidad ... 17
3. Objetivos ... 21
3.1. Objetivo General ... 21
3.1.1. Analizar los patrones de distribución espacial y representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en la red de áreas silvestres protegidas y prioritarias de la zona mediterránea chilena ... 21
3.2. Objetivos Específicos ... 21
3.2.1. Identificar patrones espaciales de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en la zona mediterránea chilena, mediante modelos de distribución de especies ... 21
3.2.2. Evaluar el grado de representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en áreas protegidas oficiales de la zona mediterránea chilena ... 21
3.2.3. Determinar la contribución complementaria de áreas silvestres prioritarias, a la representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular de la zona mediterránea chilena ... 21
4. Materiales y Métodos ... 22
4.1. Área de estudio ... 23
4.2. Insumos previamente disponibles ... 24
4.2.1. Registros de presencia de especies y variables bioclimáticas predictoras ... 24
4.2.2. Modelos de distribución espacial a nivel de especies ... 24
4.2.3. Cálculo de la diversidad filogenética a nivel de OTU ... 25
4.3. Pasos metodológicos del objetivo específico N°1. Identificación de patrones espaciales de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en la zona mediterránea chilena, mediante modelos de distribución de especies ... 26
4.3.1. Cálculo de riqueza y diversidad filogenética a nivel de OTU ... 26
4.3.2. Cálculo de riqueza potencial de especies a través de SDM ... 26
4.3.3. Desacople estadístico en la relación entre OR y PD ... 27
4.3.4. Identificación de patrones espaciales en las métricas consideradas ... 27
4.4. Pasos metodológicos del objetivo específico N°2. Evaluación del grado de representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en ASP oficiales de la zona mediterránea chilena ... 28
4.4.1. Obtención de coberturas de áreas silvestres protegidas oficiales ... 28

4.4.2. Exclusión de usos no aptos para la presencia de especies 28
4.4.3. Categorización de SDM a nivel de especies 28
4.4.4. Corrección de análisis de clústeres más su cálculo a nivel de especie 29
4.4.5. Cálculo alternativo de *hotspots* de biodiversidad 29
4.4.6. Análisis de representatividad 29
4.5. Pasos metodológicos del objetivo específico N°3. Determinación de la contribución complementaria de áreas silvestres prioritarias, a la representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular de la zona mediterránea chilena 30
4.5.1. Obtención de coberturas de áreas silvestres prioritarias 30
4.5.2. Análisis de representatividad 30
4.5.3. Priorización espacial de la conservación 31
5. Resultados 33
5.1. Identificación de patrones espaciales de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en la zona mediterránea chilena, mediante SDM 33
5.1.1. Representación espacial de las métricas obtenidas 33
5.1.2. Valores de discrepancia (DV) 34
5.1.3. Análisis espacial de los clústeres elaborados para cada métrica obtenida 35
5.2. Evaluación del grado de representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en ASP oficiales de la zona mediterránea chilena 38
5.2.1. ASP oficiales presentes en la zona mediterránea chilena 38
5.2.2. Exclusión de usos no aptos para la presencia de especies 39
5.2.3. Categorización de SDM a nivel de especies 41
5.2.4. Corrección de *hotspots* a nivel de OTU y su cálculo a nivel de especie 43
5.2.5. Cálculo de *hotspots* de biodiversidad utilizando al 5% más alto 45
5.2.6. Análisis de representatividad en áreas protegidas oficiales 47
5.3. Determinación de la contribución complementaria de áreas silvestres prioritarias, a la representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular de la zona mediterránea chilena 49
5.3.1. Áreas silvestres prioritarias presentes en la zona mediterránea chilena 49
5.3.2. Análisis de representatividad en áreas silvestres prioritarias 50
5.3.3. Priorización espacial de la conservación 52
6. Discusión 55
6.1. Acerca de los insumos previos 55
6.2. Riqueza, PD y sus valores de discrepancia en la zona mediterránea chilena 56
6.3. Rectificación de usos de suelo y disgregación de la riqueza de especies 57
6.4. Representatividad de las métricas estudiadas en ASP oficiales y prioritarias 59
6.5. Historia evolutiva en la planificación de la conservación 61
7. Conclusiones 62
Bibliografía 64
Anexos 73

Índice de Figuras

Figura N°1. Ejemplo de cálculo de PD, en un árbol filogenético hipotético 18
Figura N°2. Mapa del área de estudio, correspondiente a la zona mediterránea chilena 23
Figura N°3. Representación espacial de OR y PD en el área de estudio 33
Figura N°4. Representación espacial de SR y DV en el área de estudio 34
Figura N°5. Representación espacial del análisis de clúster
y de valores atípicos para OR, PD, SR y DV, en el área de estudio 36
Figura N°6. Principales formaciones vegetacionales en los *hotspots* estimados 37
Figura N°7. Representación espacial de las ASP oficiales en el área de estudio 38
Figura N°8. Usos no aptos para la presencia de especies en el área de estudio 39
Figura N°9. Representación espacial de OR y PD en el área
de estudio, rectificada tras la eliminación de usos no aptos. 40
Figura N°10. Representación espacial de SR y DV en el área
de estudio, rectificada tras la eliminación de usos no aptos 41
Figura N°11. Representación espacial de SR-a, SR-b, SR-c y SR-d, en el área de estudio 42
Figura N°12. Principales formaciones vegetacionales en los
hotspots de OR, PD, SR y DV, rectificados tras la eliminación
de usos de suelo no aptos para la presencia de especies 43
Figura N°13. Principales formaciones vegetacionales en los *hotspots*
de las métricas calculadas a nivel de especie: SR-a, SR-b SR-c y SR-d 44
Figura N°14. Representación espacial del 5% de los valores más
altos para OR, PD, SR y DV y SR-a, SR-b, SR-c y SR-d 45
Figura N°15. Representación espacial de las
áreas silvestres oficiales y prioritarias en el área de estudio 49
Figura N°16. Índices de representatividad (IR) de los ocho *hotspots*,
asociados a las métricas espaciales calculadas 51
Figura N°17. Priorización espacial de la conservación considerando dos escenarios:
a nivel de OTU (OR, PD y DV) y a nivel de especies (SR-a, SR-b, SR-c y SR-d) 52

Índice de Tablas

Tabla N°1. Conformación de cuatro grupos de riqueza de especies,
según el rango de distribución potencial de las especies que los contienen 29
Tabla N°2. Superposición de *hotspots*$_{5\%}$ de cada una de las métricas 46
Tabla N°3. Índices de representatividad (IR) para cada uno de
los *hotspots* estimados con el método de análisis de clúster 47
Tabla N°4. ASP oficiales destacadas por estar presentes
en los *hotspots* estimados dentro del área de estudio 48
Tabla N°5. Índices de representatividad (IR) finales para cada uno de
los *hotspots* estimados, incluyendo lo protegido y lo prioritario 50
Tabla N°6. Ranking de dos escenarios de priorización espacial
a nivel de OTU (OR, PD y DV) y a nivel de especie (SR-a, SR-b, SR-c y SR-d),
destacando los 50 mayores valores dentro de las áreas silvestres prioritarias 53

Resumen

La zona mediterránea chilena es un *hotspot* de biodiversidad, posee una gran proporción de la flora vascular del país, cuya distribución, ecología y biogeografía no pueden desligarse de la historia evolutiva que las subyace, considerando los altos valores de diversidad filogenética (PD) que presenta. A pesar de su importancia, este bioma se encuentra pobremente representado en la red de áreas silvestres protegidas (ASP), lo que podría mejorar si se integrara la red de áreas silvestres prioritarias. Por lo anterior, la presente investigación analiza los patrones de distribución espacial y representatividad de la riqueza y PD de la flora vascular en la red de ASP y prioritarias de la zona mediterránea chilena. A partir de insumos previamente disponibles, asociados a modelos de distribución de especies y a la estimación de un árbol filogenético a nivel de Unidades Taxonómicas Operativas (OTU), fueron calculadas diversas métricas relacionadas con la riqueza, PD, y sus valores de discrepancia (DV). Los valores más altos *(hotspots)* de estas métricas fueron considerados como objetos de estudio, y para evaluar su representatividad fueron traslapados con la red de ASP y prioritarias. Además, se realizó una priorización espacial considerando las métricas propuestas, con el fin de revelar la importancia de ciertas áreas prioritarias tanto por la historia evolutiva como por su capacidad de albergar especies de distribución restringida. Los resultados destacan que los *hotspots* de riqueza se presentarían en la zona mediterránea central, mientras que los asociados a PD y DV se concentrarían en el límite sur de esta zona, tanto en áreas costeras como andinas, coincidiendo con la presencia del bosque caducifolio, y la riqueza de especies de distribución restringida. El escenario de protección oficial es incapaz de representar adecuadamente los *hotspots* estimados, siendo imperante la inclusión de la red de áreas prioritarias para alcanzar los umbrales de protección mínimos. En la priorización espacial se destacó la zona costera entre las regiones del Maule y la Araucanía, coincidiendo con un sinnúmero de iniciativas de conservación privadas y sitios prioritarios para la conservación, que indudablemente constituyen reservorios de biodiversidad en una zona que históricamente ha sido impactada por el cambio de uso de suelo hacia actividades silvoagropecuarias. La presente investigación destaca la importancia de integrar índices relativos a la filo-biodiversidad en la planificación sistemática de la conservación, ya que ayudan a desentrañar patrones de distribución que complementan a las métricas tradicionales como riqueza o endemismo, dentro de una zona biogeográficamente diversa.

Palabras claves: zona mediterránea chilena - diversidad filogenética - modelos de distribución de especies - áreas protegidas - representatividad

Abstract

The Chilean Mediterranean area is a biodiversity hotspot, harboring a large proportion of the vascular flora of Chile. The distribution, ecology and biogeography of this flora cannot be decoupled from its evolutionary history, considering the high phylogenetic diversity (PD) values previously calculated for the area. Despite its importance, this biome is poorly represented in the Network of Protected Areas (NPA), a situation that could improve if priority conservation areas (mostly private conservation initiatives) were added to this network. This study was set out to analyze spatial distribution patterns and representativeness of richness and PD for the vascular flora of the Mediterranean area in Chile, in the NPA and priority conservation areas. Using previously available data, associated to species distribution models and a phylogeny at the level of Operational Taxonomic Units (OTU), several metrics related to richness, PD and discrepancy values (DV) were calculated. The highest values (hotspots) for these metrics were considered as study objects, and to evaluate their representativeness, they were overlapped with the network of protected and priority areas. In addition, a spatial priorization was carried out considering the proposed metrics, with the aim of highlighting the importance of certain priority areas, both for preserving evolutionary history, as well as for their capacity to host species with restricted distribution. The results show that hotspots for richness are located at the center of the Mediterranean area, while those associated to PD and DV are concentrated in the southern limit of this area, both in coastal areas as well as in the Andes. This coincides with the presence of caducifolious forests, and richness of species with restricted distribution. The current official protected area system is not able to adequately represent the estimated hotspots, highlighting the importance of including the network of priority areas to achieve minimum protection thresholds. The spatial priorization showed the relevance of the coastal area between Maule and Araucanía Regions, coinciding with several private conservation initiatives and priority sites for conservation, that are undoubtedly crucial for conservation in an area that has been historically threatened by land use change to forestry and agricultural activities. This study highlights the importance of integrating phylo-diversity indices in systematic conservation planning, since they help bring out distribution patterns that complement traditional metrics such as richness or endemism within a highly diverse biogeographic area.

Keywords: Chilean Mediterranean area – phylogenetic diversity – species distributions models - protected areas – representativeness

1. Introducción

La conservación de la biodiversidad se ha instalado globalmente como una de las respuestas claves ante la gran cantidad de amenazas presentes en el planeta (IPBES, 2019). Sin embargo, la humanidad ya ha sobrepasado distintos “límites planetarios”, espacios operativos seguros, especialmente los relacionados con el cambio climático, los flujos biogeoquímicos y la integridad de la biósfera (Steffen *et al.*, 2015). Para contrarrestarlo, se han generado priorizaciones espaciales de conservación a gran escala, con el fin de delimitar acciones de protección en regiones de importancia por su biodiversidad, y que además estén en una constante amenaza (Myers *et al.*, 2000).

Las cinco regiones mediterráneas presentes en el mundo suelen considerarse en este tipo de priorizaciones globales, debido a su alta concentración de endemismos, y una importante proporción de plantas vasculares (Rundel *et al.*, 2016). No obstante, estos biomas también presentan una gran cantidad de amenazas, resultado de su preferencia para la localización tanto de ciudades como de actividades económicas, y sólo el 5% de su superficie se encuentra ocupado por áreas silvestres protegidas (ASP) (Underwood *et al.*, 2009). Aunque estas han sido la estrategia más acorde para proteger la biodiversidad “*in situ*”, las ASP se han distribuido de manera desigual en el territorio (Margules & Pressey, 2000), no representando al amplio espectro que engloba la biodiversidad (Rodrigues *et al.*, 2004a-b), que es uno de los principales objetivos de su establecimiento.

Para evaluar la biodiversidad dentro de las ASP es necesario conocer la distribución de medidas sustitutas, por ejemplo, la riqueza o el endemismo, que han sido mundialmente utilizadas (Rodrigues *et al.*, 2004a). A pesar de su importancia para la gestión de la biodiversidad, los registros de presencia de especies suelen ser escasos, presentándose disgregadamente en distintas bases de datos de herbarios, museos, u otras fuentes indirectas (Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011a), información que también es limitada dentro de las ASP (Urbina-Casanova *et al.*, 2016). Sin embargo, esta información geoespacial podría estimarse mediante el uso de modelos de distribución de especies (SDM, por sus siglas en inglés), con el fin de reconocer la riqueza potencial de especies que podría estar presente en estas importantes zonas de conservación (Franklin, 2013).

A la gran cantidad de bases de datos geográficas, se ha sumado el avance científico-tecnológico en la extracción de datos genéticos, los cuales han permitido la inclusión de medidas alternativas que consideran la historia evolutiva. Una de estas corresponde a la diversidad filogenética (PD, Faith, 1992a), que mide la acumulación de atributos en un grupo de taxones, sumando las ramas que los conectan dentro de un árbol filogenético, lo que proporciona una idea cuantitativa de cuánto se perdería de historia evolutiva si estos taxones no fueran preservados (Faith & Baker, 2006), lo que equivaldría a "podarlos" del árbol filogenético. La PD es parte de las Contribuciones de la Naturaleza a las Personas, como un indicador clave tanto del mantenimiento de opciones futuras para la humanidad como para la protección de recursos medicinales, bioquímicos y genéticos (IPBES, 2019), siendo clave su integración en la priorización espacial de la conservación (Daru *et al.*, 2019).

Si bien Chile ha protegido un poco más del 21% de su superficie continental, sobrepasando los objetivos de conservación propuestos internacionalmente (CBD, 2010, 2012), su zona mediterránea se encuentra muy pobremente representada por ASP oficiales (Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011b). La zona mediterránea chilena es parte del *hotspot* de biodiversidad "*Chilean winter rainfall-Valdivian forests"* (Mittermeier *et al.*, 2011), presentando una gran riqueza de especies vegetales y una importante historia evolutiva (Bannister *et al.*, 2012; Scherson *et al.*, 2017). Sin embargo, históricamente se ha visto amenazada por el cambio de uso de suelo en función de actividades silvoagropecuarias, y la expansión de la urbanización, principales impulsores de la pérdida de biodiversidad (Miranda *et al.*, 2016; MMA, 2017). Ante esta situación, la integración de iniciativas de conservación privadas y sitios prioritarios para la conservación en un sistema reformado de ASP (Jorquera-Jaramillo *et al.*, 2012), podría ayudar a maximizar la representatividad tanto de la riqueza como de la PD vegetal, en una zona mediterránea que posee una limitada disponibilidad de suelo para fines de conservación (Squeo *et al.*, 2012).

Con base en lo anterior, la presente investigación pretende analizar cómo se distribuyen la riqueza y diversidad filogenética vegetal dentro de la zona mediterránea chilena, reconociendo dónde se concentran sus valores altos, con el fin de determinar si estos patrones coinciden con la actual red de ASP oficiales, mediante un análisis de vacíos. Además, se evalúa de qué forma la red de áreas silvestres prioritarias complementa la protección de estas métricas, mediante una priorización espacial que reporta su relevancia dentro del área de estudio.

2. Revisión Bibliográfica

2.1. Conservación en amenaza: límites planetarios y *hotspots* de biodiversidad

En el estudio de la conservación de la biodiversidad, a escala mundial se han establecido "límites planetarios", definidos como procesos críticos que regulan el funcionamiento del sistema global y que, de no transgredirse debido a la acción antrópica, albergarían un espacio operativo seguro para la humanidad. Entre estos procesos se encuentran la acidificación del océano, la disminución del ozono estratosférico, la carga de aerosol atmosférico, la introducción de nuevas entidades, el uso de agua dulce, el cambio en los usos del suelo, el cambio climático, la alteración de flujos biogeoquímicos y la pérdida de la integridad de la biósfera (Rockström *et al.*, 2009; Steffen *et al.*, 2015). Se ha determinado que estos últimos tres procesos están siendo sobrepasados y se encuentran en un alto riesgo debido a la acción del ser humano, que históricamente ha intervenido el sistema global por medio de los cambios en el uso del suelo y el desarrollo de sectores productivos. Estos inducen a pérdida y fragmentación de hábitats, el aumento de la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera, una de las principales causas del cambio climático, la contaminación de tierra y agua, la introducción y dispersión de especies exóticas, los incendios forestales y la sobreexplotación de recursos pesqueros (Steffen *et al.*, 2015; IPBES, 2019).

Debido a lo anterior se hace necesaria la acción efectiva y focalizada, con el fin de poder salvaguardar estos procesos clave para el funcionamiento del planeta. En el caso del cambio en el sistema-tierra e integridad de la biósfera se ha incluido el estudio de los biomas terrestres y la investigación dedicada a la diversidad genética, debido a su relación con la capacidad de la biósfera, para persistir y adaptarse a largo plazo, a los cambios abruptos y graduales que permitan que la vida siga co-evolucionando (Steffen *et al.*, 2015).

Una forma de priorizar la conservación en el planeta ha sido el uso del concepto de *hotspots* de biodiversidad, reconocidas regiones en donde se concentra un alto nivel de endemismo, tanto animal como vegetal, acompañados de un hábitat natural que ha sido impactado gravemente por el ser humano (Myers *et al.*, 2000, Mittermeier *et al.*, 2011). Se han establecido 34 *hotspots* a nivel mundial, y los cinco que están asociados a biomas mediterráneos han sido catalogados dentro de los más amenazados (Underwood *et al.*, 2009).

2.2. La importancia de las zonas mediterráneas para la conservación

Los biomas mediterráneos, presentes en la costa de California, El Cabo de Sudáfrica, el sudoeste de Australia, la cuenca del Mediterráneo, y Chile Central, se caracterizan por poseer estaciones bien marcadas, con inviernos suaves y húmedos, y veranos cálidos y secos, siendo preferidos para la expansión de la urbanización y la localización de actividades económicas (Underwood *et al.*, 2009). Estos presentan altos niveles de riqueza y endemismos de especies de plantas, una gran variedad de comunidades vegetales, predominando la vegetación de matorrales esclerófilos de tipo perenne (Rundel *et al.*, 2016). Estos biomas han estado sujetos a un constante cambio de uso de suelo, y una característica común en ellos es que presentan una red insuficiente de ASP, ya que en el mundo sólo se protege el 5% de su superficie, en desmedro de sus niveles extremadamente altos de endemismos y/o rarezas (Underwood *et al.*, 2009).

La zona céntrica de Chile ha sido históricamente impactada por el ser humano, desde que habitó el valle central para erigir sus principales ciudades. Con el paso de los siglos esta zona ha estado expuesta a una alta conversión del uso de suelo con fines silvoagropecuarios, mineros y/o de urbanización, y a impactos territoriales adicionales tales como incendios forestales, contaminación, introducción de especies exóticas invasoras, entre otras (MMA, 2017). Esto ha implicado altas tasas de deforestación, un paisaje altamente fragmentado, la pérdida de importantes hábitats, y un gran impedimento para la creación de ASP, que en esta zona son pequeñas tanto en número como en tamaño, y están bajo una constante amenaza de la matriz circundante (Pauchard & Villarroel, 2002).

Esto es preocupante ya que los ecosistemas mediterráneos chilenos concentran una gran proporción de biodiversidad, presentando altos valores de riqueza y endemismos (Moreira-Muñoz, 2011; Bannister *et al.*, 2012; Scherson *et al.*, 2014, 2017). Lo anterior se deriva de la confluencia de las regiones florísticas y faunísticas Neotropical, Australasiana y antigua Gondwana, al aislamiento geográfico provocado tanto por la “Diagonal Árida” (que abarca al hiperárido desierto de Atacama y la gran amplitud de la cordillera andina) por el noreste, como por la acción del Anticiclón del Pacífico Sur y la Corriente de Humboldt por el oeste, y finalmente por los efectos biogeográficos producidos por las glaciaciones. Estas han sido barreras bioclimáticas de relevancia para la configuración biogeográfica del país (Villagrán & Hinojosa, 1997, 2005). Estas características, unidas a las latentes amenazas ya mencionadas, han repercutido en que el bioma mediterráneo chileno, sea nombrado como

parte del *hotspot* de biodiversidad "*Chilean winter rainfall-Valdivian forests*" (Arroyo *et al.*, 2006; Mittermeier *et al.*, 2011), siendo considerado una prioridad global de conservación, debido a su alta vulnerabilidad e irremplazabilidad (Brooks *et al.*, 2006). Estas zonas vulnerables a las amenazas no tendrían un reemplazo ni en la escala espacial ni temporal, y por lo tanto han requerido de la inmediata atención de la conservación, con el fin de no perder sus características únicas y distintivas (Rodrigues *et al.,* 2004b).

2.3. Biogeografía de la conservación y modelos de distribución de especies

La conservación de la naturaleza ha sido el principal objeto de estudio de la biología de la conservación que, junto a la biogeografía, coinciden a nivel escalar en el estudio y representación espacial de patrones geográficos de la biodiversidad. Una de las subdisciplinas que se involucra directamente con ambas ciencias, es la biogeografía de la conservación, definida como "la aplicación de principios, teorías y análisis biogeográficos, relacionados con la dinámica de distribución de taxones, a los problemas relativos a la conservación de la biodiversidad" (Richardson & Whittaker, 2010).

El principal insumo metodológico de la biogeografía de la conservación son los SDM, los cuales asocian variables de respuestas bióticas, que suelen ser ocurrencias (también llamadas registros de presencia) georreferenciadas, con variables independientes predictoras del ambiente, para lo cual se puede acudir a distintos métodos de análisis estadístico, con el fin de obtener una predicción espacial de la probabilidad de ocurrencia de las especies (Guisan & Zimmermann, 2000). Estos modelos son representaciones parciales de la realidad (Mateo *et al.*, 2011), y se basan en la teoría ecológica de nichos, y en el gran avance en los sistemas de información geográfica (SIG) (Franklin, 2013).

Los SDM se han valido de las mejoras en los SIG y la mayor disponibilidad de bases de datos geoespaciales tanto de distribución geográfica de taxones como de variables ambientales, para ser catalogados como un método de interpolación eficaz, relacionado con su capacidad de "rellenar" brechas geográficas en el conocimiento de la distribución de especies (Franklin, 2013). Estos son de gran utilidad teniendo en cuenta que la distribución geográfica de la mayoría de las especies en el mundo es aún desconocida (déficit Wallaceano) (Whittaker *et al.*, 2005).

El primer componente de los SDM son las ocurrencias o registros de presencia, los cuales se pueden obtener de manera directa a través de su georreferenciación en estudios de campo, o indirectamente accediendo a colectas en herbarios, museos u otras fuentes como, por ejemplo, la base de datos mundial de *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) (Mateo *et al.*, 2011; Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011a). Cabe destacar que las ocurrencias no están exentas de posibles errores en cuanto a la identificación taxonómica de las especies estudiadas, su correcta localización geográfica, o al diseño de muestreo llevado a cabo para obtenerlas (Mateo *et al.*, 2011; Araújo *et al.*, 2019).

El segundo componente de los SDM son las variables predictoras del ambiente, las cuales pueden ser físicas (clima, topografía, geología) o biológicas (distribución de recursos, interacciones entre especies), y que delimitarían las condiciones aptas para la presencia de las especies (Guisan & Zimmermann, 2000). Las variables bioclimáticas, con la elevación como covariable, suelen explicar de mejor forma la distribución regional de las especies (Mateo *et al.*, 2011), y se han utilizado extensamente en SDM, debido a las continuas mejoras y avances tecnológicos tanto en modelos digitales de elevación (DEM) como en interpolaciones de parámetros climáticos (Hijmans *et al.*, 2005; Elith & Leathwick, 2009).

El tercer componente de los SDM tiene que ver con la relación matemática o estadística entre los primeros dos componentes, la cual se puede estimar por medio de un sinnúmero de técnicas (Elith *et al.*, 2006), aunque últimamente han predominado los modelos de consenso, los que reúnen una clasificación promediada o ponderada a partir de distintas técnicas (Mateo *et al.*, 2011). Esta relación de similitud entre las ocurrencias con respecto al entorno ambiental que las sostiene se interpola al área de estudio completa, obteniéndose un mapa probabilístico de la presencia de las especies, también llamado mapa de idoneidad de hábitat (Franklin, 2013).

Cabe destacar que dentro de las múltiples aplicaciones de los SDM, en el contexto de la biogeografía de la conservación, se encuentran los enfoques para evaluar el estado de la biodiversidad tras reconocer sus patrones, la delimitación de *hotspots* de biodiversidad, y los que involucran a la planificación sistemática de la conservación (PSC), a través de los análisis de vacíos y la priorización espacial de la conservación, que pueden utilizarse para diseñar o expandir una red de áreas silvestres protegidas (Elith & Leathwick, 2009; Richardson & Whittaker, 2010; Franklin, 2013; Araújo *et al.*, 2019).

2.4. Planificación Sistemática de la Conservación

Una de las mayores zonas de interés en el estudio de la conservación de la biodiversidad son las ASP. Estas se definen por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) como "un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados" (Dudley, 2008). Estas se han establecido como la forma más común de conservación *in situ* y, por lo tanto, constituyen los principales esfuerzos de conservación, con el fin de disminuir la degradación y la pérdida de hábitats (Jenkins & Joppa, 2009).

Las ASP tienen dos roles principales, deben muestrear y representar la biodiversidad existente en una zona (representatividad); y resguardarla de las constantes amenazas, que son temporalmente dinámicas (persistencia) (Margules & Pressey, 2000). Para el primer rol es de suma importancia conocer la eficacia de la cobertura de la red de ASP, reflejando la biodiversidad que se está incluyendo, lo cual es importante previo al establecimiento de las ASP. La representatividad estaría relacionada con las primeras etapas de la PSC, que establecen un marco para "priorizar y administrar los hábitats que se consideran importantes para la protección de los valores naturales" (Margules & Pressey, 2000; Pressey *et al.*, 2007). Estas son (Sarkar & Illoldi-Rangel, 2010):

1) Selección de la región o área de estudio en donde se llevará a cabo el proceso de planificación, definiendo los criterios en los que se basó su delimitación.

2) Elección de sustitutos de la biodiversidad que se usarán para la planificación, en donde distintas escalas jerárquicas pueden ser candidatas, tanto ecológicas: individuos, poblaciones, ecosistemas, etc., como taxonómicas: especies, géneros, familias, etc. (Chape *et al.*, 2005), y su distribución geográfica, o la de métricas tradicionales como el endemismo, la amenaza, y la riqueza (Rodrigues *et al.* 2004a; Brooks *et al.*, 2006). Cabe destacar que se deben utilizar sustitutos debido a que la conservación se enmarca en un contexto de recursos limitados, en la cual no todos sus componentes se pueden proteger (Vane-Wright *et al.*, 1991; Wilson *et al.*, 2006). En esta etapa se han usado SDM para obtener mapas de idoneidad de hábitat, a partir de registros de presencia y variables predictoras ambientales, que cada vez están más disponibles de manera global, y que permiten distinguir zonas de alto valor para la conservación (Franklin, 2013).

3) Determinación de objetivos explícitos para la conservación de estas medidas, que deben ser cuantitativos. A menudo se han utilizado representaciones espaciales de patrones y procesos de biodiversidad (Pressey *et al.*, 2007), a veces traducidas en la protección de un porcentaje de la superficie de una región (Carwardine *et al.*, 2009). Un ejemplo de esto son las propuestas políticas provenientes desde las Metas Aichi de proteger al 2020, al menos el 17% de las zonas terrestres y de aguas continentales, especialmente aquellas de particular importancia para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (CBD, 2010).

4) Evaluación de la red de ASP existente, con respecto a los objetivos propuestos anteriormente, lo cual puede abordarse por medio de un análisis de vacíos. Este análisis destaca y mide las características de la biodiversidad que estarían representadas, subrepresentadas o ausentes en la red (Jennings, 2000). Estudios elaborados a escala global y regional, han destacado la inadecuada red de ASP para proteger la biodiversidad (Rodrigues *et al.*, 2004a-b). Este análisis supone que cuanto mayor es la proporción del rango de distribución de una especie que esté superpuesta por ASP, mayor es la probabilidad de que la especie esté "verdaderamente protegida" (Rodrigues *et al.*, 2004a).

5) Localizar nuevas áreas que puedan complementar la red de ASP existente, con las cuales se puedan alcanzar los objetivos propuestos. A menudo se han utilizado algoritmos de selección, en el contexto de la priorización espacial de la conservación (Lehtomäki & Moilanen, 2013), que puedan decidir entre distintas unidades de planificación, según la ponderación de las características de la biodiversidad que se han medido en el territorio (Moilanen *et al.*, 2005; Pressey *et al.*, 2007). Estos suelen utilizar la complementariedad, es decir, la inclusión de un conjunto de nuevas áreas que aporte características de la biodiversidad, no representadas anteriormente en la red de ASP existente, con el fin de maximizarla (Moilanen, 2008).

En diversos estudios que han analizado la representatividad en la red de ASP chilenas (Tognelli *et al.*, 2008; Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011b; Squeo *et al.*, 2012; Urbina-Casanova *et al.*, 2016; Luebert & Pliscoff, 2017), se ha criticado al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), puesto que a pesar de proteger casi el 21% del territorio chileno continental, no logra representar adecuadamente los ecosistemas del país.

Debido a la localización histórica de las ASP considerando criterios económicos y geopolíticos, por sobre los biológicos (Pauchard & Villarroel, 2002; Squeo *et al.*, 2012), existe una gran cantidad de ASP concentradas tanto en la zona austral como en áreas andinas, provocando una brecha de conservación en zonas costeras, y en las zonas norte y centro del país (Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011b), lo que coincide con la zona mediterránea chilena. En esta, los pisos vegetacionales se encuentran mayoritariamente amenazados, debido a su menor superficie remanente y su escasa protección en ASP (Pliscoff, 2015; Luebert & Pliscoff, 2017). Debido a lo anterior, algunos autores proponen la inclusión de áreas protegidas privadas y sitios prioritarios para la conservación, a una red integral de ASP, con el fin aumentar la representatividad de los objetos de conservación a distintas escalas, puesto que estas ayudarían a reducir la brecha de conservación en Chile (Squeo *et al.*, 2012; Jorquera-Jaramillo *et al.*, 2012; Petit *et al.*, 2018).

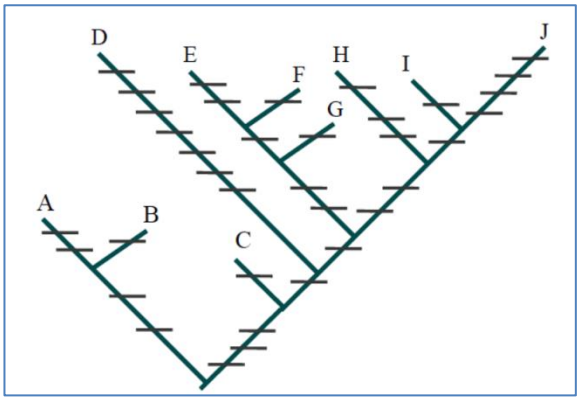
2.5. Diversidad filogenética como medida sustituta de la biodiversidad

A partir de la discusión sobre las prioridades de conservación para la protección de la biodiversidad en un contexto de recursos limitados (Vane-Wright *et al.*, 1991), en conjunto con la mayor disponibilidad de geo-información recopilada en distintas bases de datos, y el avance en los análisis moleculares en diversos taxones, es posible calcular medidas de biodiversidad que incorporen la historia evolutiva (Véron *et al.*, 2019). Estas se encuentran ligadas a una filogenia, representación gráfica de las relaciones evolutivas entre taxones, tanto ancestros como descendientes, y sus cambios a través del tiempo, y pueden utilizarse como sustitutos de la biodiversidad en el nivel de los caracteres (Scherson, 2018). Estas medidas complementan a las métricas tradicionales como la riqueza de especies, que no consideran la historia evolutiva, y con ella atributos como la capacidad de resiliencia o el valor de opción de la biodiversidad (Faith, 1992a; Brooks *et al.*, 2006; Forest *et al.*, 2015).

Las mediciones filogenéticas de biodiversidad nacen del reconocimiento de que no todas las especies son iguales (Faith, 1992a), y bajo la necesidad de evaluar la contribución de los taxones al conjunto global de atributos acumulados durante el tiempo evolutivo, con el objetivo de preservar la máxima diversidad de caracteres diferentes (rasgos particulares característicos de un taxón), y así poder mantener opciones futuras para la humanidad (Vane-Wright *et al.*, 1991, Faith 1992a-b). La cantidad de historia evolutiva se puede estimar mediante los largos de ramas de un grupo de taxones contenidos en una filogenia, los cuales están conectados con un ancestro común y reflejan con precisión las distancias

evolutivas entre las especies (Pio *et al.*, 2011). Cuando la longitud de rama es larga, en ella se representa una gran cantidad de cambios evolutivos en un tiempo dado, y viceversa (Faith, 1992a-b).

Bajo este contexto, una de las medidas más reconocidas en estudios filogenéticos ligados a la conservación ha sido la diversidad filogenética (PD, por sus siglas en inglés), definida como la "longitud total mínima de todas las ramas requeridas para abarcar un conjunto dado de taxones en el árbol filogenético" (Faith, 1992a-b) (Figura N°1). La PD supone un modelo evolutivo en el que las características compartidas se explican por ancestros compartidos (Faith, 2016), asumiendo que los taxones más cercanos filogenéticamente pueden compartir más caracteres que los que se encuentran distantes entre sí, y que los taxones que descienden de ramas largas tienen más probabilidades de contener caracteres antiguos que los que descienden de ramas más cortas (Véron *et al.*, 2019).



Zona	Taxones	SR	PD
1	ABC	3	9
2	ABJ	3	17
3	ABCI	4	15
4	ADEJ	4	28

Figura N°1. Cálculo de PD, en un árbol filogenético que representa la hipotética relación entre diez especies (A-J), y su posible distribución en cuatro zonas, indicando la cantidad de rasgos evolutivos que alberga cada taxón (barras horizontales). Si se desea obtener el valor de PD, se deben sumar cada una de las barras horizontales, que representan la cantidad de evolución del conjunto de especies presentes por zona. Se destaca que no siempre se relacionan directamente la SR (riqueza de especies) y la PD. Fuente: Scherson (2018).

Debido a que la PD proporciona una forma de medir la biodiversidad a nivel de rasgos evolutivos, es decir, sumando los caracteres que contienen un grupo de taxones, la importancia de protegerla en un contexto de priorización espacial de la conservación se ve reflejada en su consideración como un indicador clave, tanto para el mantenimiento de opciones futuras para la humanidad (valor de opción), como para la protección de recursos medicinales, bioquímicos y genéticos, dentro del marco de las Contribuciones de la Naturaleza a las Personas (IPBES, 2019; Véron *et al.*, 2019).

Por lo tanto, la conservación de la PD permitiría que la humanidad se beneficie de las características de los taxones, conocidas y desconocidas, ante necesidades futuras (Faith & Baker, 2006; Forest *et al.*, 2007; Faith, 2016), y aseguraría la adaptación de los taxones a condiciones ambientales cambiantes y a las incertidumbres del futuro, de una manera resiliente ("hipótesis del seguro") (Scherson, 2018, Véron *et al.*, 2019). Con base en lo anterior, es preciso señalar que la PD también se ha propuesto como una medida para evaluar los beneficios de la biodiversidad para la humanidad, con base en el concepto de límites planetarios anteriormente expuesto (Faith *et al.*, 2010; Mace *et al.*, 2014).

La PD ha sido reconocida como una medida de biodiversidad más inclusiva que el mero número de especies (riqueza o SR, por sus siglas en inglés), debido a su representación de linajes evolutivamente importantes (Sechrest *et al.*, 2002), aunque ambas son medidas que estarían altamente correlacionadas. Sin embargo, se ha planteado que al desacoplar esta relación estadísticamente, se pueden encontrar áreas en donde se concentre mayor o menor PD que lo esperado por SR (Forest *et al.*, 2007; Pio *et al.*, 2011, 2014), lo que sugiere la importancia de evaluar ambas medidas, en conjunto con sus valores de discrepancia.

Como se planteó anteriormente los *hotspots* de biodiversidad se han designado mediante medidas tradicionales, como la riqueza o el endemismo de especies, mientras que la PD sólo se ha considerado teóricamente como un criterio de importancia para delimitarlos (Daru *et al.*, 2019). Se ha destacado que los *hotspots* "evolutivos" no concuerdan espacialmente con los medidos tradicionalmente, existiendo una escasez de representación en ASP, las que no se han establecido siguiendo este tipo de criterios (Forest *et al.*, 2007; Devictor *et al.*, 2010; Daru *et al.*, 2015; Pollock *et al.*, 2017; Rosauer *et al.*, 2017; Daru *et al.*, 2019). Por lo tanto, en un contexto de priorización espacial para la conservación, se hace necesario incorporar este tipo de medidas que consideren la historia evolutiva, lo cual desde la biogeografía de la conservación se ha realizado a partir del uso de SDM (Thuiller *et al.*, 2011; Pio *et al.*, 2014; Fuentes-Castillo *et al.*, 2019).

Se han propuesto distintos índices dentro del marco histórico evolutivo en la PSC (Winter *et al.*, 2013), además de la PD (Faith, 1992a-b), y sus valores de discrepancia con respecto a la riqueza (Forest *et al.*, 2007; Pio *et al.*, 2011, 2014). Se destacan métricas como el endemismo filogenético (PE) (Faith *et al.*, 2004; Rosauer *et al.*, 2009), el Análisis Categórico de Neo y Paleo-Endemismos (CANAPE) (Mishler *et al.*, 2014), la singularidad evolutiva

(ED), y el índice EDGE, que incorpora la información del estado de conservación de los taxones a partir de listas rojas de la UICN (Isaac *et al.*, 2007), combinando la historia evolutiva y la amenaza. Cabe destacar que últimamente, en un contexto de priorización espacial, ha sido relevante la distinción entre la PD total de un sitio y la ganancia de PD, que está relacionada con una medida de complementariedad filogenética (Faith, 1992a). Esta última cobra importancia en la PSC, debido a que se define como la longitud de rama que un taxón o sitio agrega al valor de PD, de un grupo de taxones o sitios, que ya están siendo protegidos. Lo anterior reconocería cómo se complementan las redes de ASP para conservar la historia evolutiva de una región completa, por ejemplo (Véron *et al.*, 2019).

En Chile, a pesar de la escasez de información geográfica y genética a nivel de especies, (Scherson *et al.*, 2018), sí se ha podido levantar información filogenética a escala regional, a nivel de género (Scherson *et al.*, 2014, 2017), donde se ha destacado la importancia de la zona mediterránea chilena como un *hotspot* de filodiversidad (Scherson *et al.*, 2014, 2017). Finalmente, cabe destacar el trabajo de Fuentes-Castillo *et al.* (2019), quienes demuestran la importancia de las ASP oficiales de la zona mediterránea, para proteger los patrones de riqueza e historia evolutiva vegetal, considerando sus patrones futuros debido al cambio climático.

3. Objetivos

3.1. Objetivo General

3.1.1. Analizar los patrones de distribución espacial y representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en la red de áreas silvestres protegidas y prioritarias de la zona mediterránea chilena

3.2. Objetivos Específicos

3.2.1. Identificar patrones espaciales de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en la zona mediterránea chilena, mediante modelos de distribución de especies

3.2.2. Evaluar el grado de representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en áreas protegidas oficiales de la zona mediterránea chilena

3.2.3. Determinar la contribución complementaria de áreas silvestres prioritarias, a la representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular de la zona mediterránea chilena

4. Materiales y Métodos

La presente tesis forma parte de dos proyectos de investigación:

1) Proyecto Conicyt PII20150091 de Cooperación Internacional (PCI): "*Integrating molecular and spatial modeling approaches in new world Mediterranean flora: a multiscale study for understanding evolutionary relationships in Central Chile and California, two endemic-rich biodiversity hotspots*", que tiene como objetivo general la combinación de medidas de filo-biodiversidad, con enfoques espaciales y de modelado de especies, con el fin de comparar patrones actuales de diversidad y endemismo filogenéticos en la flora vascular de dos áreas de tipo mediterráneo, Chile y California, y así predecir cambios a futuro, con base en diferentes escenarios de cambio climático.

2) Proyecto FONDECYT Regular N°1171586: "*Biogeographic patterns and conservation of evolutionary diversity in the vascular flora of Chile under climate change*", que tiene como objetivo general la comprensión de los patrones espaciales de distribución de los atributos evolutivos de la flora de Chile, su coincidencia geográfica en el SNASPE, y su comportamiento en escenarios de cambio climático.

Para cumplir los objetivos propuestos, la presente tesis ha utilizado tres insumos generados por los proyectos mencionados. Desde el PCI, a) una base de datos de localidades con ocurrencias de la flora vascular de la zona mediterránea chilena, b) SDM creados para un conjunto de esas especies (relacionando la base de datos de ocurrencias con un *set* de variables bioclimáticas), y que conforman Unidades Taxonómicas Operativas (OTU, por sus siglas en inglés), y desde el Proyecto FONDECYT, c) un árbol filogenético estimado a nivel de OTU (en la escala taxonómica de género), para la flora vascular de la zona mediterránea chilena.

4.1. Área de estudio

Se considera como zona mediterránea chilena al área ubicada desde los 23°S en la zona costera, descendiendo diagonalmente hasta cerca de los 31°S en la zona andina, y extendiéndose hacia el sur hasta los 38°S, aproximadamente (Figura N°2; Luebert & Pliscoff, 2017). Los autores toman la definición de Rivas-Martínez (2008) en lo que respecta a un macrobioclima mediterráneo, considerando la fuerte estacionalidad del ombroclima y el termoclima, con precipitaciones invernales concentradas en el trimestre más frío, y con una importante sequía estival concentrada en el trimestre más cálido. A esto se le suma un periodo de aridez de al menos dos meses consecutivos. Cabe destacar que esta delimitación concordaría ampliamente con la ecorregión del Matorral Chileno (Dinerstein *et al.*, 2017).

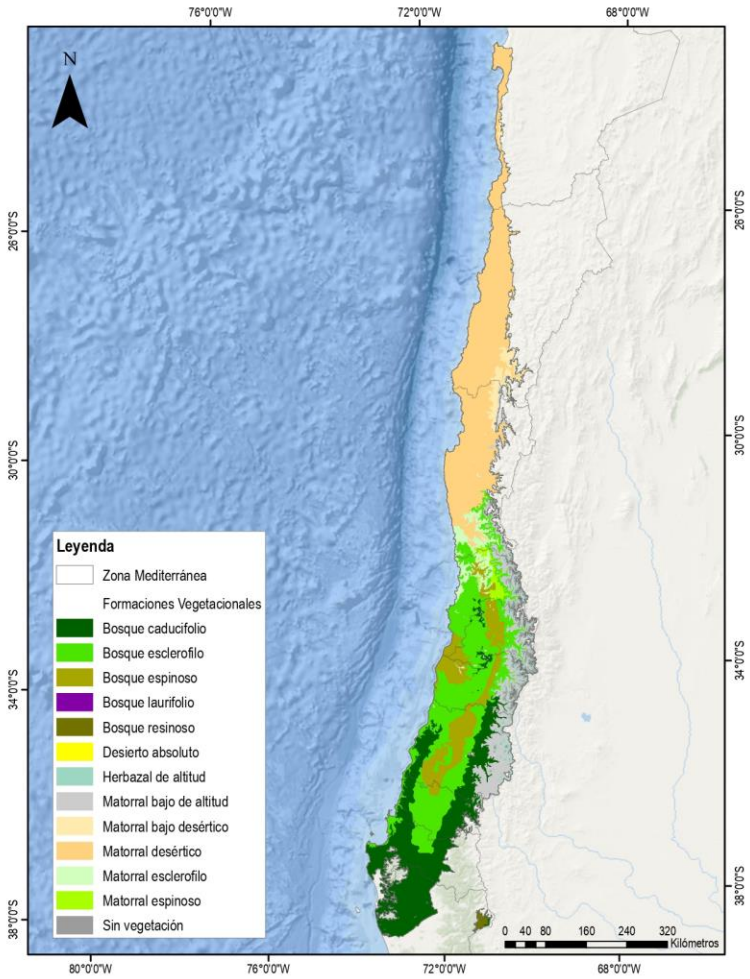


Figura N°2. Mapa del área de estudio, correspondiente a la zona mediterránea chilena. Se presenta la delimitación de la zona, junto a sus principales formaciones vegetacionales. Fuente: elaboración propia, con base en Luebert & Pliscoff, 2017.

4.2. Insumos previamente disponibles

4.2.1. Registros de presencia de especies y variables bioclimáticas predictoras

La base de datos geográfica que contiene las ocurrencias de las especies fue elaborada a partir de distintos herbarios, pertenecientes a la Universidad de Concepción (CONC), al Museo Nacional de Historia Natural (SGO), y a la Escuela de Ingeniería Forestal de la Universidad de Chile (EIF), además de considerar la porción mediterránea de la base de datos recopilada por Scherson *et al.* (2017). Este inventario fue corroborado con el Catálogo de la Flora del Cono Sur de Sudamérica (Zuloaga *et al.*, 2008), para depurar las ocurrencias, en cuanto a la sinonimia, taxonomía, y a potenciales errores en su distribución geográfica. La base de datos final contó con 94.048 registros únicos, incluidas 2.661 especies (57% del total de la flora vascular chilena, 4.655 según Rodríguez *et al*. 2018).

Pliscoff *et al.* (2014) recalcularon a la realidad sudamericana las 19 variables bioclimáticas (1 km^2) que se encuentran disponibles globalmente en la página web del proyecto *WorldClim* (Hijmans *et al*., 2005). De este conjunto, Fuentes-Castillo *et al.* (2019), como parte del proyecto PCI, escogieron sólo cinco, las menos correlacionadas, que representarían tendencias anuales, estacionalidad y valores extremos de las condiciones climáticas en el país, y que estarían relacionadas con la distribución vegetal. Estas variables son: temperatura media anual (bio1), variación estacional de la temperatura (bio4), temperatura máxima del mes más cálido (bio5), precipitación anual (bio12), y estacionalidad de la precipitación (bio15).

4.2.2. Modelos de distribución espacial a nivel de especies

Con base en los insumos previamente mencionados desde el proyecto PCI, se modelaron 1.704 especies mediterráneas (65% del total), las cuales poseían más de 10 registros, encontrándose separados por una distancia mínima de 4 km, para evitar la autocorrelación espacial. La técnica utilizada para modelar fue *Maxent* (Phillips *et al.*, 2006), dividiéndose aleatoriamente el conjunto de datos, en 80%-20%, para calibración y evaluación, respectivamente.

Los modelos fueron evaluados mediante una medida independiente del umbral, *Area Under the Curve* (AUC), la cual compara gráficamente la proporción de falsos positivos (1-especificidad, eje X) y verdaderos positivos (sensibilidad, eje Y). Cuando la proporción de

verdaderos positivos es mayor a la de falsos positivos, los valores de AUC aumentan y, por lo tanto, se obtiene una mayor precisión en el modelo. Finalmente se convirtieron las predicciones continuas a binarias aplicando un umbral que maximiza tanto la sensibilidad (presencias correctamente predichas) como la especificidad (ausencias correctamente predichas) (Fuentes-Castillo *et al.*, 2019), lo cual permitió superponer los múltiples modelos generados, y así obtener una medida potencial de SR en el área de estudio.

4.2.3. Cálculo de la diversidad filogenética a nivel de OTU

Si bien la riqueza se puede calcular a nivel de especies, en el presente proyecto la PD no pudo ser calculada en esta escala, debido a la falta de información genética. Por lo tanto, la comparación de las métricas sustitutas de la biodiversidad se realizó utilizando la distribución potencial de las especies que conforman cada OTU, que es un término genérico que puede representar muchos tipos de taxones comparables, a través de los nodos externos (o terminales) de una filogenia (Salemi & Vandamme, 2003).

Para el proyecto PCI cada OTU fue definida a nivel de género, como un grupo monofilético, es decir, un clado que reúne a un conjunto de especies que comparten un ancestro común más reciente, las cuales fueron modeladas en conjunto. Por medio de un traslape espacial, sólo considerando los 510 modelos a nivel de OTU para la zona mediterránea chilena (88% del total), se obtuvo una medida potencial de riqueza. Este paso fue vital para el cálculo de PD en el área de estudio, así como para realizar comparaciones entre métricas y conocer su grado de protección en la red de ASP.

Las OTU se construyeron recopilando información bibliográfica de filogenias para los géneros presentes en Chile, que estuvieran soportadas estadísticamente, con más de un 90% de certeza. El árbol filogenético a nivel de OTU, que contiene los taxones estudiados, fue obtenido luego de: a) conseguir datos moleculares, desde la base de datos de GenBank (http://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/) y/o desde el trabajo en laboratorio, considerando una especie por OTU, y utilizando cinco marcadores moleculares que presentan mayor variabilidad, b) realizar una amplificación de los marcadores de interés, a través de una reacción en cadena de la polimerasa (PCR), c) obtener secuencias de ADN de cada especie estudiada, para cada uno de los marcadores moleculares seleccionados, y d) finalmente obtener los alineamientos de las secuencias de ADN. Los procedimientos mencionados siguen los protocolos del estudio de Scherson *et al.* (2017).

4.3. Pasos metodológicos del objetivo específico N°1. Identificación de patrones espaciales de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en la zona mediterránea chilena, mediante modelos de distribución de especies

4.3.1. Cálculo de riqueza y diversidad filogenética a nivel de OTU

Para poder calcular ambas métricas, derivadas desde los 510 modelos de distribución a nivel de OTU generados por el proyecto PCI, en primer lugar, se debieron extraer sus valores de presencia (1) y ausencia (0), en una cobertura de puntos (definida por una "red de pesca") que abarcara la zona mediterránea chilena en su totalidad (resolución de 1km^2, al igual que los modelos generados). Esto permitió construir una matriz de presencia-ausencia, en la cual las filas representaron las coordenadas geográficas contenidas en el área de estudio, y las columnas, cada una de las OTU presentes dentro de la zona.

Posteriormente esta matriz fue importada en el software *Biodiverse* 3.0 (Laffan *et al.*, 2010), en el que además se cargó el árbol filogenético proporcionado desde el proyecto FONDECYT. Con estos insumos se pudo obtener los cálculos de riqueza de OTU (de aquí en adelante OR, por sus siglas en inglés) y la PD a nivel de OTU, a una resolución de 25km^2. Esta resolución se sustenta en una buena redundancia de los datos, y en la capacidad de capturar la mayor información posible en el área de estudio, sin contener celdas vacías. Estas métricas espaciales fueron exportadas en formato GEOTIFF, *shapefile* y texto delimitado, para poder analizarlas en distintos softwares tales como *ArcGIS 10.7* y *Microsoft Excel*.

4.3.2. Cálculo de riqueza potencial de especies a través de SDM

Como medida alternativa y de comparación con respecto a las previamente mencionadas, se calculó la riqueza potencial de especies (SR), derivada de los 1.704 SDM generados por el proyecto PCI, a una resolución de 1km^2. Para ello se debió realizar una superposición de estos en el software *ArcGis 10.7* mediante la herramienta *Cell Statistics*, y luego ser cortada según los límites de la zona mediterránea chilena. La capa resultante debió ser re-muestreada a una resolución de 25km^2, para poder ser comparable con respecto a las medidas previas.

4.3.3. Desacople estadístico en la relación entre OR y PD

Siguiendo tanto a Forest *et al.* (2007), como a Pio *et al.* (2011), se realizaron dos cálculos de desacoplamiento entre OR y PD, que se han planteado como importantes al momento de analizarlas espacialmente, debido a que no siempre están correlacionadas. En el primer caso, y mediante una regresión lineal entre ambas medidas, se comprobó la existencia de correlación espacial, analizando sus residuales (Forest *et al.*, 2007). En el segundo caso, mediante la normalización de OR y PD, y su posterior diferencia, se obtuvo un valor de discrepancia (Pio *et al.,* 2011, 2014). Ambos procesos estadísticos fueron realizados con el fin de comprobar en qué celdas la PD fue mayor o menor que lo esperado por OR. Al ser ambas métricas bastante similares (*coeficiente de correlación: 0,994*), sólo se utilizó el valor de discrepancia según Pio *et al.* (2011) (de aquí en adelante DV, por sus siglas en inglés).

4.3.4. Identificación de patrones espaciales en las métricas consideradas

Con base en los cálculos previos se obtuvo la representación espacial de OR, PD, SR y DV en la zona mediterránea chilena, la cual se procesó en el software *ArcGis 10.7*. Si bien se puede realizar una inspección visual para reconocer dónde se concentrarían los valores más altos o bajos de cada métrica, se utilizó una serie de herramientas disponibles en el programa, para obtener cálculos más objetivos. El Índice de Moran mide la autocorrelación espacial, considerando la ubicación y los valores de las entidades que se analizan, y evalúa si el patrón está agrupado, disperso o es aleatorio; el estadístico G de Getis-Ord mide la concentración de valores altos o bajos para una área de estudio determinada, y finalmente el análisis de clúster y de valor atípico (I Anselin local de Moran), que entrega una salida espacial, reconoce clústeres de valores altos rodeados de valores altos (*hotspots*), y viceversa (*coldspots*), además de valores atípicos espaciales, estadísticamente significativos (Mitchel, 2005). Cabe destacar que los análisis se centran en los *hotspots* de cada una de las métricas calculadas.

Finalmente se utilizaron las principales formaciones vegetacionales (Luebert & Pliscoff, 2017), que potencialmente podrían estar presentes en cada uno de los *hotspots*, para una descripción más detallada de cada una de estas áreas de importancia.

4.4. Pasos metodológicos del objetivo específico N°2. Evaluación del grado de representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en ASP oficiales de la zona mediterránea chilena

4.4.1. Obtención de coberturas de áreas silvestres protegidas oficiales

Se obtuvieron coberturas digitales en formato *shapefile*, desde la base de datos nacional, disponible en <http://areasprotegidas.mma.gob.cl/>. El SNASPE incluye la protección tanto en parques nacionales (PN), reservas nacionales (RN) y monumentos naturales (MN), administrados por la Corporación Nacional Forestal (CONAF), como en santuarios de la naturaleza (SN), administrados por distintas instituciones público-privadas, y tutelados por el Consejo de Monumentos Nacionales.

4.4.2. Exclusión de usos no aptos para la presencia de especies

Debido a que las métricas espaciales calculadas en el objetivo anterior fueron derivadas de SDM, estas se rectificaron con respecto a los usos de suelo que realmente estarían presentes en el área de estudio. Para ello se tomaron en cuenta las coberturas del Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile (CONAF) (<http://sit.conaf.cl>) de las regiones que conforman el área de estudio: Antofagasta (1997), Atacama (2018), Coquimbo (2014), Valparaíso (2013), Metropolitana (2013), O'Higgins (2013), Maule (2016), Ñuble (2015), Biobío (2015) y Araucanía (2014), eliminando los usos de suelo "no aptos" para la presencia de especies.

4.4.3. Categorización de SDM a nivel de especies

La corrección de la superficie potencial previamente mencionada también fue llevada a cabo para cada uno de los 1.704 modelos a nivel de especie. Se decidió clasificar estos modelos en cuatro distintas categorías (SR-a, SR-b, SR-c y SR-d), con el fin de analizar si los patrones geográficos cambiaban, dependiendo de si el rango de distribución de las especies era restringido o amplio (Tabla N°1). Esto además sirve como un símil de la potencial amenaza de las especies, ya que la distribución geográfica se ha usado ampliamente como un criterio para categorizar su estado de conservación (Whittaker *et al.*, 2005). Al sobreponer las áreas de distribución potencial en el software *ArcGis 10.7* se generaron las cuatro métricas disgregadas de SR, tanto para poder compararlas entre ellas, como con respecto a los clústeres de OR, PD, SR y DV, desarrollados previamente. Por lo tanto, también estas capas fueron re-muestreadas a una resolución de 25km^2.

Tabla N°1. Conformación de cuatro grupos de riqueza de especies, según el rango de distribución potencial de las especies que los contienen.

Categoría	Criterio	N° de Especies
SR-a: distribución restringida	Riqueza de especies con una distribución potencial rectificada menor a 10.000 km^2	448
SR-b: distribución medianamente restringida	Riqueza de especies con una distribución potencial rectificada entre 10.000 y 20.000 km^2	347
SR-c: distribución medianamente amplia	Riqueza de especies con una distribución potencial rectificada entre 20.000 y 40.000 km^2	452
SR-d: distribución amplia	Riqueza de especies con una distribución potencial rectificada mayor a 40.000 km^2	457

4.4.4. Corrección de análisis de clústeres más su cálculo a nivel de especie

Considerando estas nuevas capas rectificadas con los usos no aptos (ver punto 4.4.2), se volvieron a realizar los análisis de clúster y de valor atípico, pues los valores en las celdas eliminadas también podrían influir en el resultado obtenido. Por lo tanto, se obtuvieron nuevas coberturas para OR, PD, SR y DV, y a su vez, se generaron clústeres para las cuatro nuevas categorías: SR-a, SR-b, SR-c y SR-d. De este modo se compararon visualmente los cuatro clústeres obtenidos a nivel de OTU en cada objetivo, para ver los cambios tras la rectificación, y también se compararon con los clústeres obtenidos a nivel de especie.

4.4.5. Cálculo alternativo de hotspots de biodiversidad

Siguiendo a Daru *et al.* (2015), quienes proponen distintos umbrales de corte para catalogar *hotspots* de biodiversidad (Orme *et al.*, 2005), se revisó el 5% de los valores más altos de cada una de las 8 métricas rectificadas, con el fin de comprobar patrones ocultos en la visión general realizada por el análisis de clúster. Además, estos $hotspots_{5\%}$ se traslaparon entre sí para reconocer si existía coincidencia espacial a esta escala, entre las distintas métricas.

4.4.6. Análisis de representatividad

En esta etapa de la PSC se debieron establecer metas para la evaluación de la protección de los objetos de conservación, los que en el presente proyecto fueron los *hotspots* obtenidos por medio del análisis de clúster, y que engloban aproximadamente entre el 15% y el 20% de los valores más altos, para cada una de las métricas obtenidas, tanto a nivel de OTU, como a nivel de especie. Los *hotspots* estimados debían alcanzar los umbrales de

protección propuestos tanto desde la Estrategia Mundial para la Conservación de Especies Vegetales (CDB, 2012), que sugiere conservar al menos un 15% de cada región ecológica o tipo de vegetación, como desde el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 (CDB, 2010), que considera el 17% de las áreas terrestres, especialmente las que revisten particular importancia para la biodiversidad.

El índice de representatividad (IR, Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011b) se estimó utilizando el software *ArcGis 10.7*, traslapando cada uno de los *hotspots* elaborados, con la cobertura poligonal que contiene a las ASP oficiales de la zona mediterránea chilena. De esta forma se obtuvo tanto la superficie total de cada uno de los *hotspots* identificados, como la superficie oficialmente protegida de éstos, obteniéndose así un IR para cada *hotspot* identificado. Finalmente se elaboró una tabla en la que se marca la presencia de cada una de las ASP oficiales en los ocho *hotspots* estudiados, distinguiendo además las presentes en el 5% de los valores más altos.

4.5. Pasos metodológicos del objetivo específico N°3. Determinación de la contribución complementaria de áreas silvestres prioritarias, a la representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular de la zona mediterránea chilena

4.5.1. Obtención de coberturas de áreas silvestres prioritarias

Se obtuvieron coberturas digitales en formato *shapefile*, de áreas silvestres prioritarias desde la base de datos nacional, disponible en <http://areasprotegidas.mma.gob.cl/>. Estas áreas albergaron a bienes nacionales protegidos (BNP), iniciativas de conservación privadas (ICP) y sitios prioritarios para la conservación (SPC).

4.5.2. Análisis de representatividad

Considerando los objetos y metas de conservación propuestos en el objetivo anterior, se determinó cómo contribuyen las áreas silvestres prioritarias, al aumento de la representatividad en los *hotspots* obtenidos, tanto a nivel de OTU como a nivel de especie. Debido a que en el objetivo anterior ya se había calculado tanto la superficie total de los *hotspots* identificados como su porción protegida oficialmente (PN, RN, MN y SN), esta vez se utilizó el software *ArcGis 10.7* para traslapar cada uno de los *hotspots* con respecto a las áreas silvestres prioritarias. Al sumarse los IR tanto de lo protegido como de lo prioritario,

se llegó a un porcentaje de protección final para cada *hotspot* (IR combinado), lo cual fue posteriormente comparado con las metas de conservación propuestas en la sección 4.4.6. Al igual que en el objetivo anterior, se elaboró una tabla en la que se marca la presencia de cada una de las áreas silvestres prioritarias en los *hotspots* estudiados, distinguiendo además las presentes en el 5% de los valores más altos.

4.5.3. Priorización espacial de la conservación

Lo expuesto anteriormente permitió reconocer el IR combinado dentro de cada uno de los *hotspots* identificados, al considerar la importancia de las áreas silvestres prioritarias. Sin embargo, también se necesitó reconocer si es que efectivamente estas áreas silvestres prioritarias se localizarían en zonas de mayor prioridad para la conservación, considerando tanto la riqueza, historia evolutiva y sus valores de discrepancia significativos, como los niveles disgregados de la riqueza de especies, dentro de la zona mediterránea chilena. Obtener una clasificación o *ranking* de las áreas prioritarias más importantes a conservar, en función de la representación espacial de las métricas calculadas, es clave en la toma de decisiones, sobre todo bajo un contexto en el cual existe una falta de recursos económicos destinados para la conservación (Wilson *et al.*, 2006).

Esto fue abordado por medio del software *Zonation v.4*, el cual prioriza espacialmente la conservación en grandes paisajes utilizando conjunto de datos relativos a la distribución de características de la biodiversidad (Moilanen *et al.*, 2005). Luego de cargar las métricas en formato ráster, y a partir del área de estudio global, el programa va descartando de manera iterativa a través de una regla de eliminación, las distintas celdas que presentan un menor valor desde el borde del área restante, asignando un valor de ranking que fluctúa entre 0 (baja prioridad) y 1 (alta prioridad) (Moilanen *et al.*, 2005). Por lo tanto, primero se eliminarían las celdas menos valiosas, es decir, las que conducen a la pérdida marginal agregada más pequeña en la biodiversidad, mientras que las celdas más importantes para la biodiversidad (en este caso, alta OR o PD, por ejemplo) se mantendrían hasta el final. En la presente investigación se utiliza una regla de eliminación de celdas conservadora, la función de beneficio aditivo (ABF), la cual pone énfasis en la riqueza de caracteres, y se usa cuando los datos entrantes se consideran como sustitutos de la biodiversidad global del área de estudio (Lehtomäki & Moilanen, 2013; Di Minin *et al.*, 2014).

Zonation permitió cargar las distintas métricas obtenidas durante el desarrollo de la investigación, dividiéndolas en dos escenarios. En el primero se consideraron las métricas de OR, PD y DV, a las cuales se les asignó el mismo peso (valor 1) (Lehtomäki & Moilanen, 2013), y en el segundo se consideraron las métricas derivadas de SR (SR-a, SR-b, SR-c y SR-d), a las cuales se les asignó un peso directamente relacionado con su importancia para la conservación, es decir, mientras más estrecho fuese el rango de distribución de las especies, mayor fue el peso designado en el programa. Finalmente, cada escenario se traslapó en el software *Arcgis 10.7*, con la cobertura espacial de las áreas silvestres prioritarias presentes en la zona mediterránea chilena, para obtener un reporte de qué zonas tendrían una mayor prioridad de conservación, si se consideran como criterios de importancia tanto la riqueza e historia evolutiva, como el rango de distribución a nivel de especies.

5. Resultados

5.1. Identificación de patrones espaciales de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en la zona mediterránea chilena, mediante SDM

5.1.1. Representación espacial de las métricas obtenidas

Se muestran a continuación, las distintas representaciones espaciales de las métricas obtenidas tanto a nivel de OTU: riqueza de OTU (OR) y diversidad filogenética (PD) (Figura N°3), como a nivel de especie (SR) (Figura N°4).

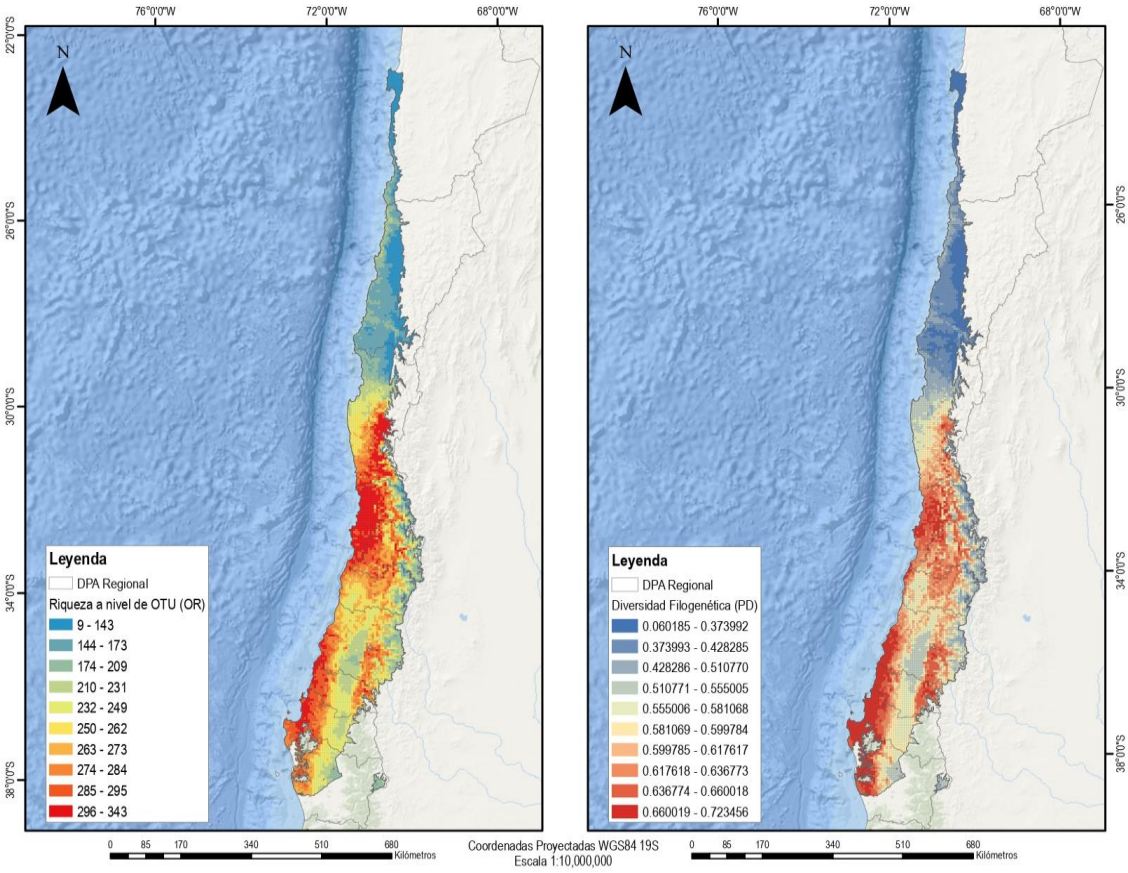


Figura N°3. Representación espacial de la riqueza de OTU (OR) (IZQ) y la diversidad filogenética (PD) (DER) en la zona mediterránea chilena.

Se puede corroborar la alta relación existente entre OR y PD (*coeficiente de correlación: 0,976*) (Figura N°3), lo cual se explica debido a que esta última métrica depende de la cantidad de taxones a nivel de OTU, presentes al momento de elaborar el árbol filogenético. Se destaca el paralelo de los 30°S como un límite importante para distinguir los principales

valores de cada métrica, pues los valores bajos se localizan al norte de este paralelo, mientras que los valores altos se ubican hacia el sur de éste, para ambas métricas.

Con respecto a la métrica alternativa obtenida, relacionada con la riqueza de especies (SR) (Figura N°4), se puede destacar una gran similitud, tanto con OR como con PD (*coeficientes de correlación: 0,881 y 0,889*, respectivamente). Esto se evidencia en el límite del paralelo 30°S mencionado anteriormente que separa valores bajos y altos. Sin embargo, también se resalta que la mayor concentración de valores altos en SR se daría entre los 32°S y 34°S, diferenciándose de OR y PD, que también mantienen valores altos hacia el límite sur de la zona mediterránea, a través de las cordilleras costera y andina.

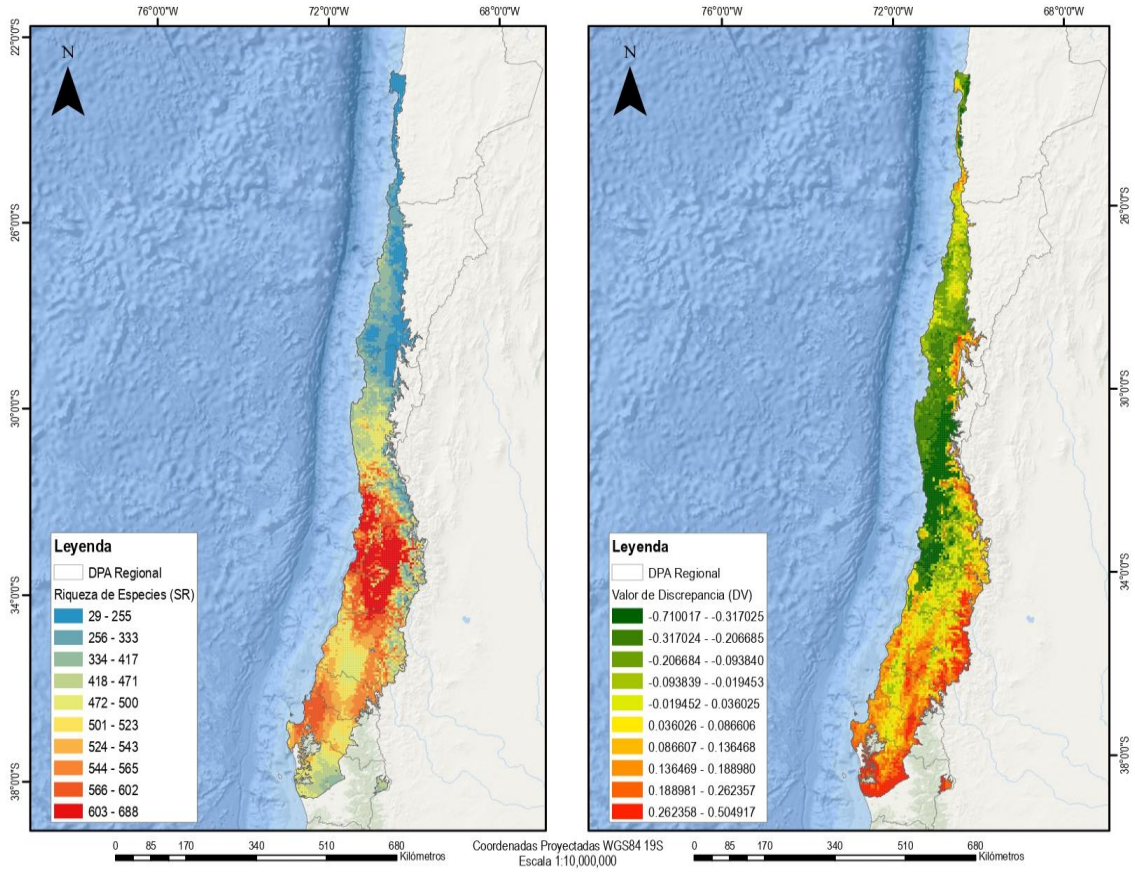


Figura N°4. Representación espacial de la riqueza de especies (SR) (IZQ) y de los valores de discrepancia (DV) (DER) en la zona mediterránea chilena.

5.1.2. Valores de discrepancia (DV)

Es importante contar con una medida que desacople la relación estadística entre OR y PD, ya que por medio de ésta es posible identificar zonas en donde hay mayor o menor PD de

lo esperado por una medida de riqueza (en este caso, OR). Como se puede verificar sólo por medio de una comparación visual, existe una gran concentración de DV: en la cordillera de los Andes, desde los 31°S hacia el sur; en la cordillera de la Costa, desde los 35°S hacia el sur; y en el mismo límite sur de la zona mediterránea (Figura N°4). También se destacan algunas zonas importantes, que se presentan de manera disyunta, en algunas áreas costeras de la Región de Antofagasta, y en la precordillera andina en el límite entre las regiones de Atacama y Coquimbo.

5.1.3. Análisis espacial de los clústeres elaborados para cada métrica obtenida

Por medio de los análisis descritos en la sección 4.3.4., se estableció que el patrón espacial de las métricas obtenidas corresponde en su mayoría a una agregación (clúster) de valores altos, los cuales fueron representados espacialmente por medio de un análisis de clúster y de valores atípicos (Figura N°5).

Sobre los clústeres de cada una de las medidas obtenidas se puede destacar que a nivel de OR, PD y SR, se identifican valores bajos y altos, estadísticamente significativos, concentrándose los valores altos en las áreas centro y sur de la zona mediterránea, y los bajos en el área norte y andina, tal como se había descrito de manera amplia en la inspección visual previa. Por otra parte, si bien en el clúster de DV se destacan los *hotspots* hacia el límite sur de la zona mediterránea, también se recalcan los presentes en la cordillera de los Andes al sur de los 31°S. Estos valores altos para DV en áreas andinas, contrastan con los valores bajos presentes en este tipo de áreas en el resto de los *hotspots*. Contrariamente, una gran cantidad de valores bajos para DV, coinciden con valores altos para el resto de los clústeres en la zona costera y del interior, entre los 31°S y 34°S.

Por lo tanto, lo anterior deja de manifiesto la importancia de investigar el desacople estadístico entre las principales métricas propuestas en la investigación, ya que se destacan áreas en donde la PD es mayor o menor de lo esperado por OR, existiendo una incongruencia espacial entre las métricas estudiadas. Además, sólo en este *hotspot* se destaca la distribución de los valores no significativos, asociados a valores medios, que se extienden hacia el límite norte de la zona mediterránea.

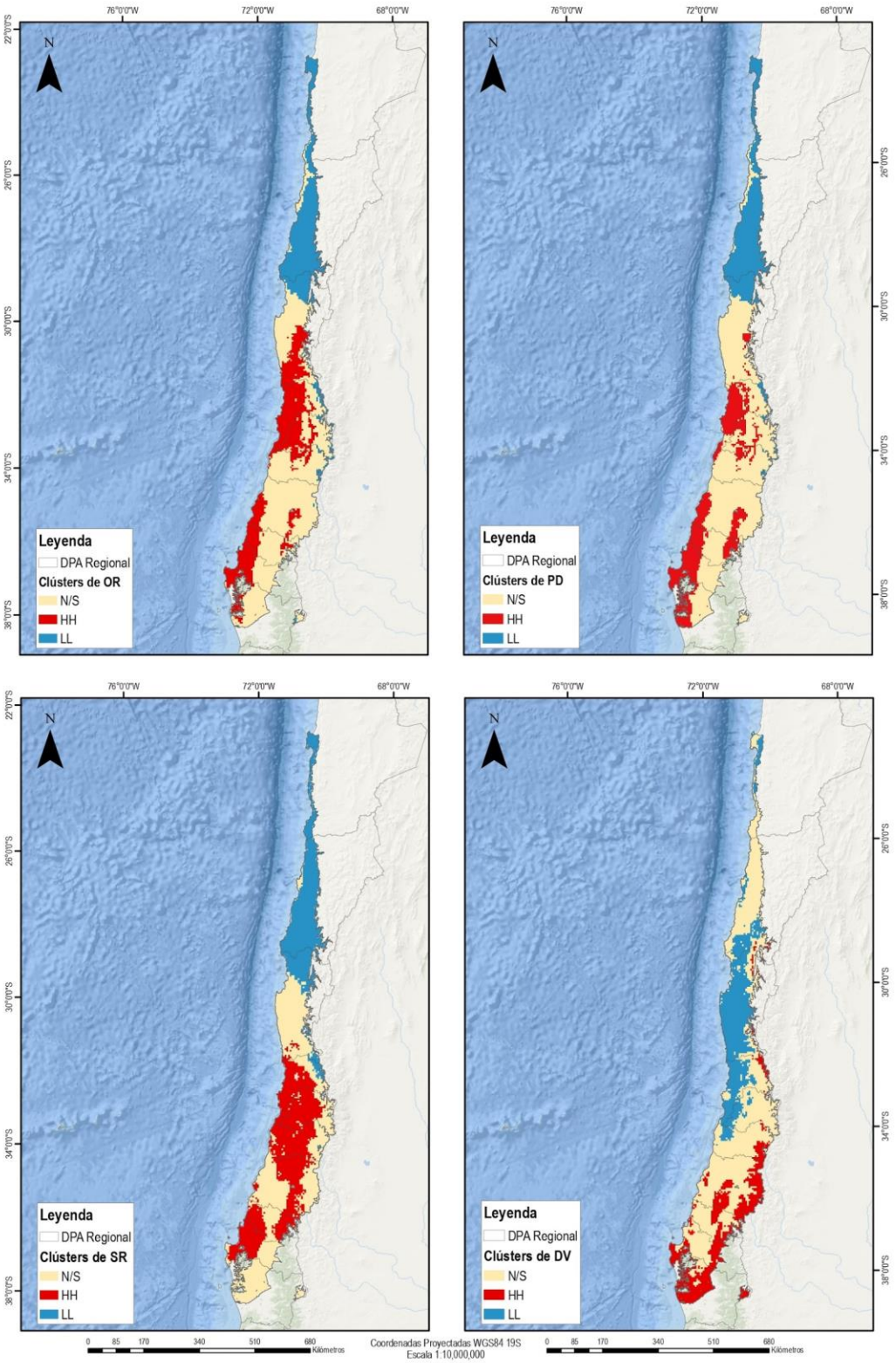


Figura N°5. Representación espacial del análisis de clúster y de valores atípicos elaborado para cada una de las métricas calculadas, OR, PD (arriba), SR y DV (abajo), en la zona mediterránea chilena; en donde N/S = no significativo, HH = *hotspots*, y LL = *coldspots*.

Finalmente, se realizó un cruce de información entre los distintos *hotspots* de cada una de las métricas calculadas en el área de estudio, y las principales formaciones vegetacionales potenciales (Luebert & Pliscoff, 2017) presentes en la zona mediterránea (Figura N°6), con el fin de caracterizar la vegetación que posiblemente predominaría en cada uno de ellos.

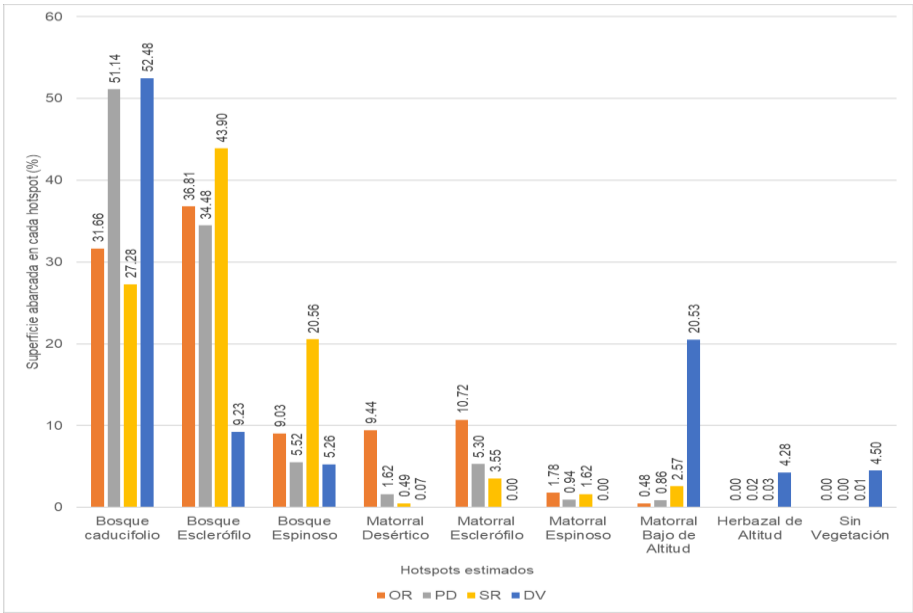


Figura N°6. Principales formaciones vegetacionales presentes en los *hotspots* estimados: OR, PD, SR y DV.

Se destacan los bosques caducifolios como las formaciones vegetacionales predominantes tanto en los *hotspots* de PD como de DV (Figura N°6), los cuales se presentarían en la zona centro-sur de la zona mediterránea (Figura N°2). Por otra parte, los bosques esclerófilos abundan en los *hotspots* de OR y SR, los cuales presentan valores más altos en la zona céntrica del área de estudio, donde estos se distribuyen. Se destacan otras formaciones vegetacionales importantes como el bosque espinoso en SR, y el matorral bajo de altitud en DV, que presenta valores altos hacia las zonas andinas.

5.2. Evaluación del grado de representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular en ASP oficiales de la zona mediterránea chilena

5.2.1. ASP oficiales presentes en la zona mediterránea chilena

Existen 67 ASP oficiales (Anexo N°1) en el área de estudio, las cuales se desglosan en 5 monumentos naturales (MN, 104,97 km^2), 7 parques nacionales (PN, 1.162,88 km^2), 19 reservas nacionales (RN, 1.210,64 km^2) y 36 santuarios de la naturaleza (SN, 1.240,81 km^2) (Figura N°7). Un poco más del 73% de las ASP se encuentran en las regiones Metropolitana (14), Maule (14), Valparaíso (12) y Coquimbo (9). El resto de ASP se encuentran en menor cantidad hacia las regiones presentes en los límites del área de estudio, tanto por el norte en Antofagasta (4), Atacama (3), como por el sur en Ñuble (3), Biobío (2) y Araucanía (2). Se destaca a la Región de O'Higgins, que sólo cuenta con 4 ASP oficiales, un número bajo en comparación con las regiones circundantes.

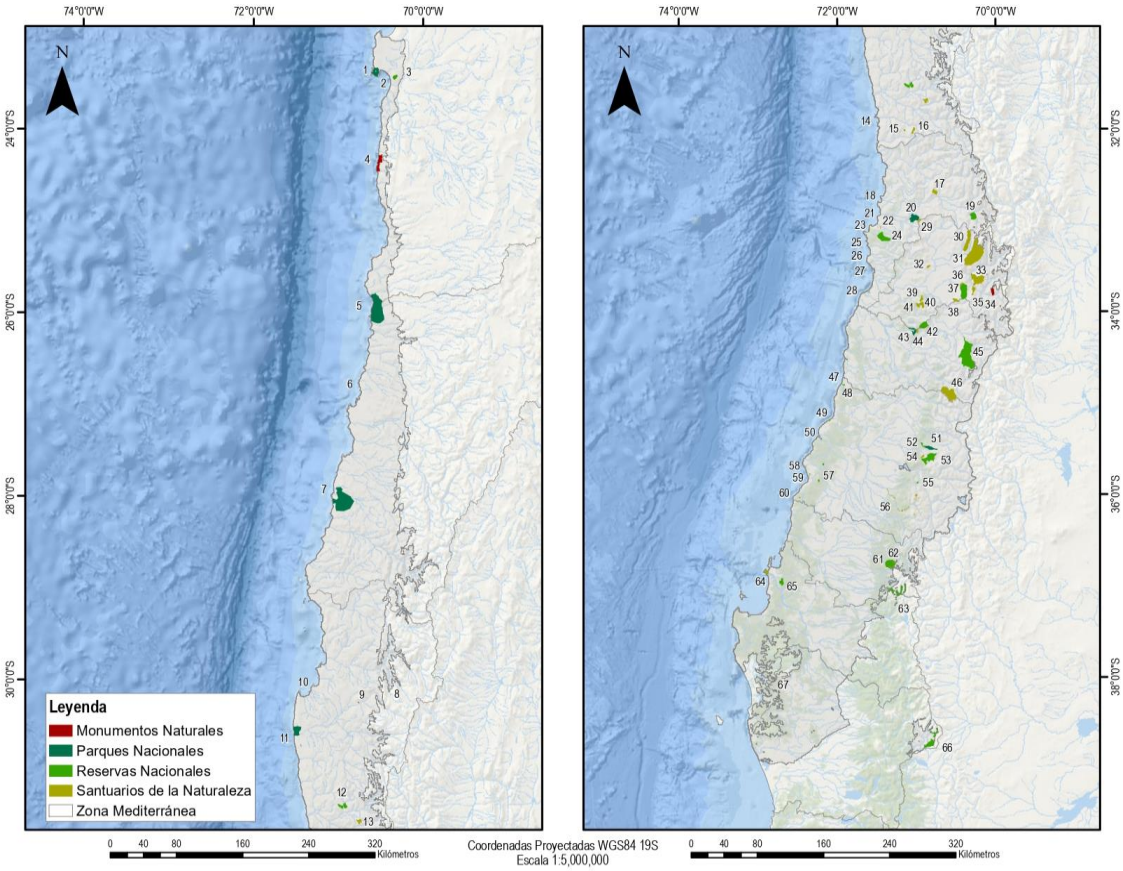


Figura N°7. Representación espacial de las ASP oficiales (MN, PN, RN y SN) presentes en la zona mediterránea chilena. Cada ASP se enumera ascendentemente (de Norte a Sur), identificándose en el anexo N°1. Fuente: elaboración propia, a partir de coberturas descargadas de la base de datos nacional de ASP.

5.2.2. Exclusión de usos no aptos para la presencia de especies

Con el fin de obtener resultados más realistas, se realizó una rectificación de la cobertura correspondiente a la zona mediterránea chilena, mediante la exclusión de áreas con usos no aptos para la presencia de especies. Estas alcanzaron una superficie de 58.565,87 km^2 en el área de estudio (correspondiente al 33,77% de ésta), y se encuentran asociados a terrenos agrícolas (46,22%), plantaciones forestales (40,78%), nieves eternas y glaciares (5,76%), áreas urbanas e industriales (5,68%), y cuerpos de agua (1,56%) (Figura N°8).

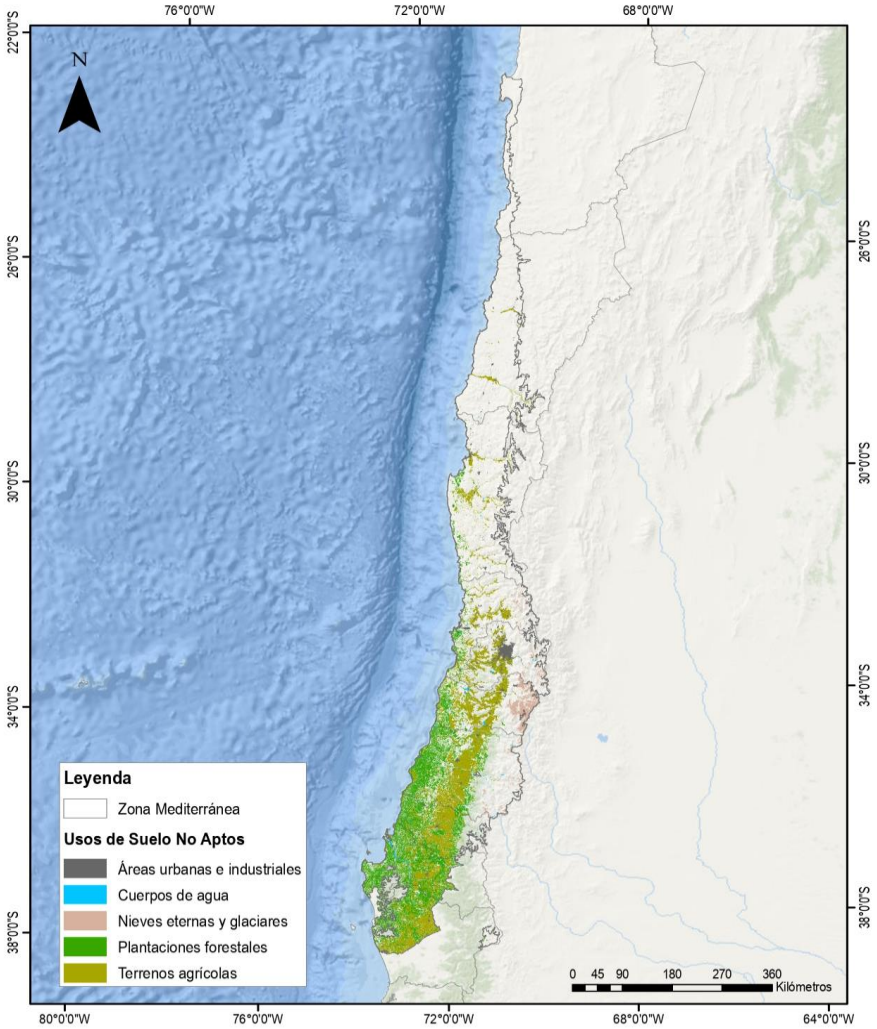


Figura N°8. Usos no aptos para la presencia de especies, dentro de la zona mediterránea chilena. Fuente: elaboración propia, con base en el Catastro Vegetacional de CONAF, 1997-2017.

Por lo tanto, se consideraron como usos aptos (66,23% de la zona mediterránea total) las coberturas asociadas a matorrales, praderas, bosques, y áreas sin vegetación. Esta última se consideró como apta debido a que en su definición también se considera un porcentaje

de vegetación que, si bien es menor, podría ser de importancia ante la imposibilidad de reconocer con certeza la presencia de vegetación efímera. En la figura N°8 se destaca la gran presencia de los usos no aptos tanto en la Depresión Intermedia como en la cordillera de la Costa, desde la Región Metropolitana a la Región de la Araucanía, principalmente asociados a terrenos agrícolas y plantaciones forestales.

Esta rectificación permite obtener cálculos más representativos de las métricas calculadas, y una aproximación más real de su protección en ASP, puesto que también se rectifican los usos de suelo dentro de estas coberturas. A continuación, se destaca la rectificación de las métricas calculadas: OR, PD, SR y DV (Figuras N°9-10).

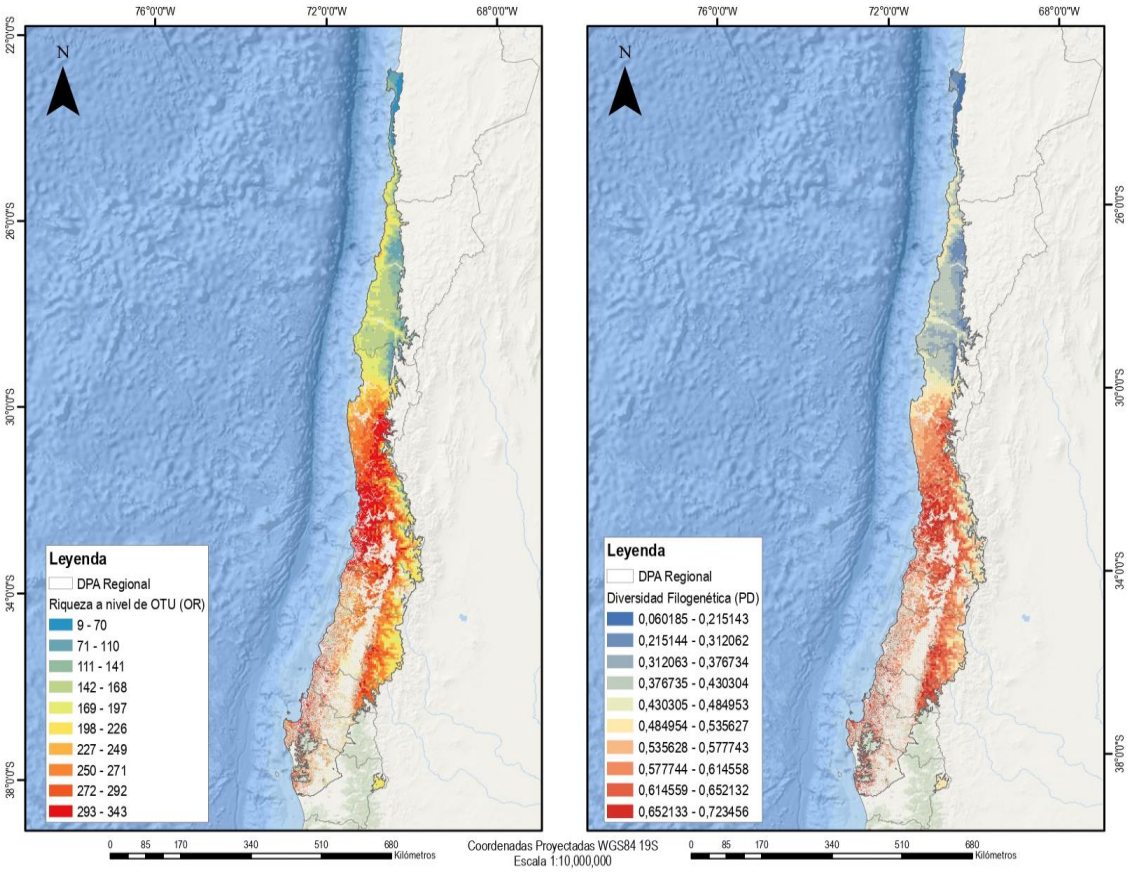


Figura N°9. Representación espacial de la riqueza de OTU (OR) (IZQ) y la diversidad filogenética (PD) (DER) en la zona mediterránea chilena, rectificada tras la eliminación de usos no aptos.

En las figuras N°9 y N°10 se puede destacar el reordenamiento de los valores, manteniendo diez categorías, en las cuales una gran parte de los valores altos, debido a su superposición con los usos no aptos rectificados, ha desaparecido. Por otra parte, tras la rectificación se

hacen visibles algunas zonas con valores medios, por ejemplo, a lo largo de la costa, entre los 23° y 30°S, para todas las métricas estudiadas.

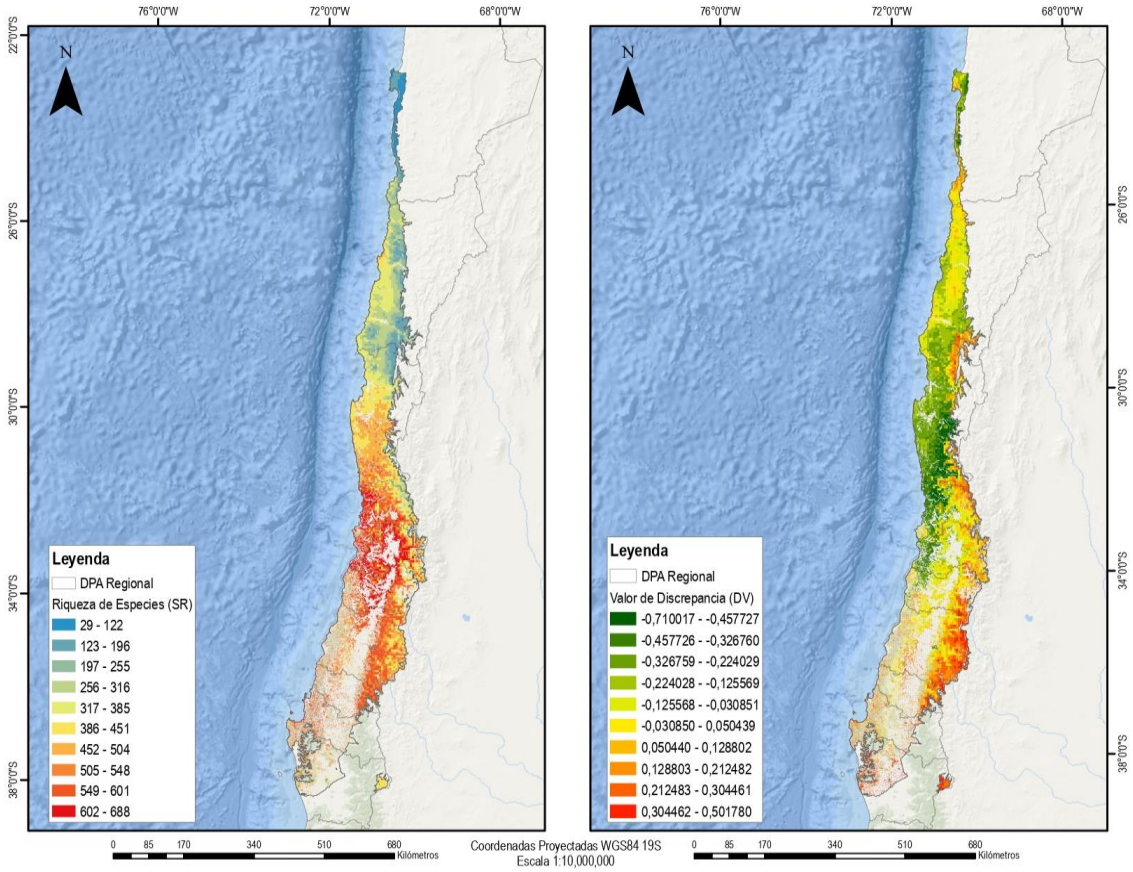


Figura N°10. Representación espacial de la riqueza de especies (SR) (IZQ) y del valor de discrepancia (DV) (DER) en la zona mediterránea chilena, rectificada tras la eliminación de usos no aptos.

5.2.3. Categorización de SDM a nivel de especies

Por otra parte, se disgregaron las 1.704 especies modeladas previamente por el proyecto PCI, en cuatro distintas categorías, considerando su rango de distribución potencial, rectificado luego de eliminar los usos no aptos para su presencia (Tabla N°1). De esta forma se superpusieron los SDM de cada grupo para conformar cuatro distintas categorías de riqueza de especies (SR-a, SR-b, SR-c y SR-d), que representan un continuo desde una distribución restringida (SR-a) a una amplia (SR-d), y lo cual se encontraría relacionado con la potencial amenaza. Su representación espacial se destaca a continuación (Figura N°11).

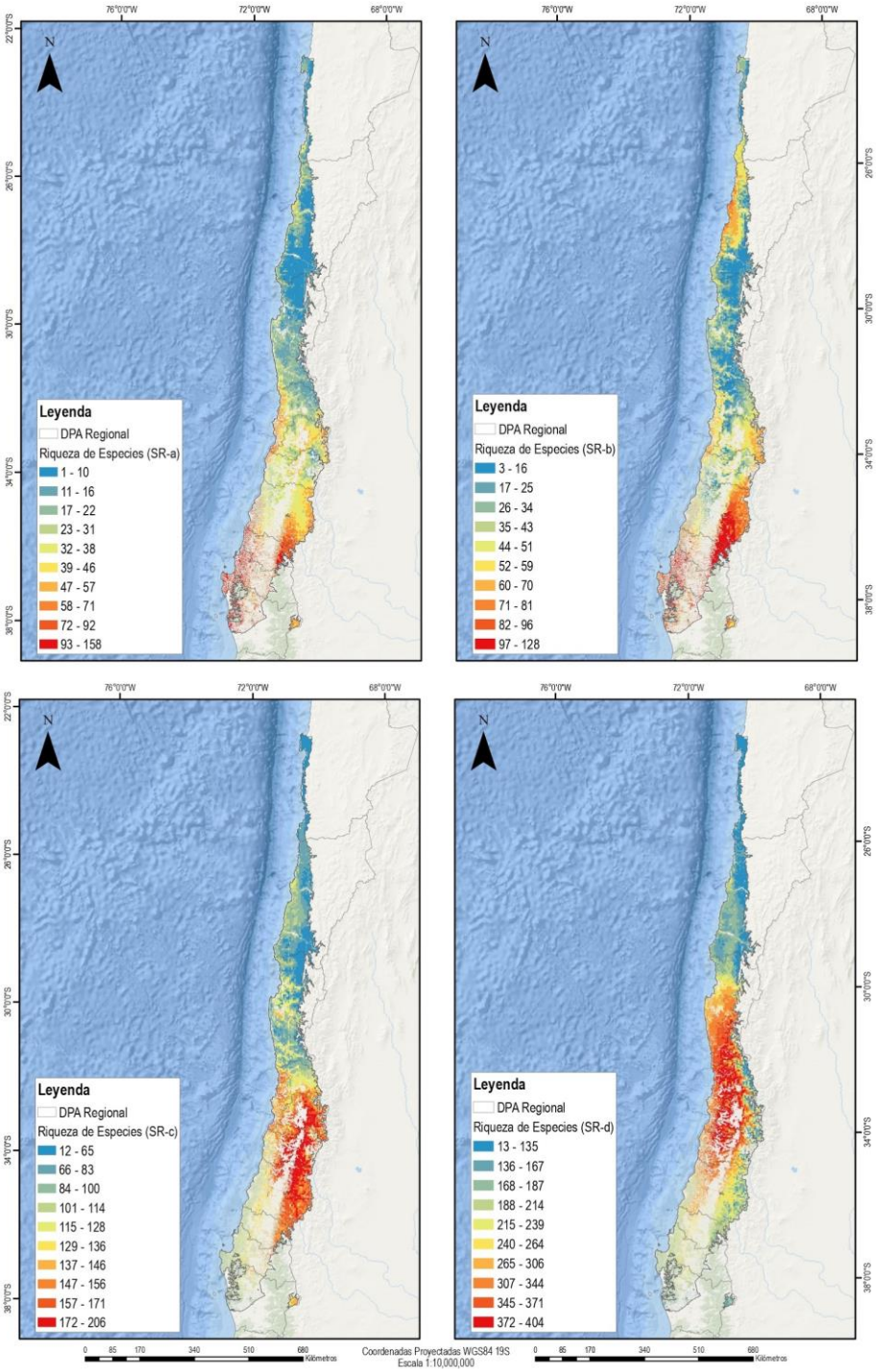


Figura N°11. Representación espacial de cuatro categorías derivadas de la riqueza de especies (SR-a, SR-b, SR-c y SR-d), relacionadas con su rango de distribución potencial (de restringido a amplio), en la zona mediterránea chilena.

Como se puede verificar en la figura N°11, existe un desplazamiento de los mayores valores asociados a cada una de las métricas recientemente mencionadas, con SR-a presentando valores máximos en el límite sur del área de estudio, entre los 36°S y 38°S, y con SR-d

predominando entre los 30°S y 34°S. Por ejemplo, tanto SR-a como SR-b presentan valores altos en las cordilleras de la Costa y de los Andes en las regiones del Ñuble, Biobío y la Araucanía, pero en SR-b se resaltan los valores altos de la Región del Maule, y algunos en la costa de la Región de Atacama. Por otro lado, en SR-c los valores altos predominan entre las regiones de Valparaíso y Maule, y en SR-d estos valores se extienden desde la Región de Coquimbo a la de O'Higgins.

Lo anterior deja de manifiesto la gran importancia del límite sur de la zona mediterránea, para albergar especies de una distribución potencial restringida, lo cual se contradice con la gran cantidad de usos no aptos, asociados a actividades silvoagropecuarias que aquí se presentan. Además, estas áreas coinciden con los mayores valores proporcionados anteriormente por las métricas asociadas tanto a OR como a PD, a nivel de OTU.

5.2.4. Corrección de hotspots a nivel de OTU y su cálculo a nivel de especie

Luego de hacer la rectificación mediante la eliminación de usos no aptos para la presencia de especies, en cada una de las métricas espaciales calculadas, tanto a nivel de OTU (OR, PD y DV) como a nivel de especie (SR, SR-a, SR-b, SR-c y SR-d), se volvieron a elaborar los distintos clústeres (Anexos N°2 y N°3). Los nuevos *hotspots* fueron comparados entre sí, y nuevamente se traslaparon con las principales formaciones vegetacionales, con el fin de identificar su potencial composición tras la rectificación (Figura N°12).

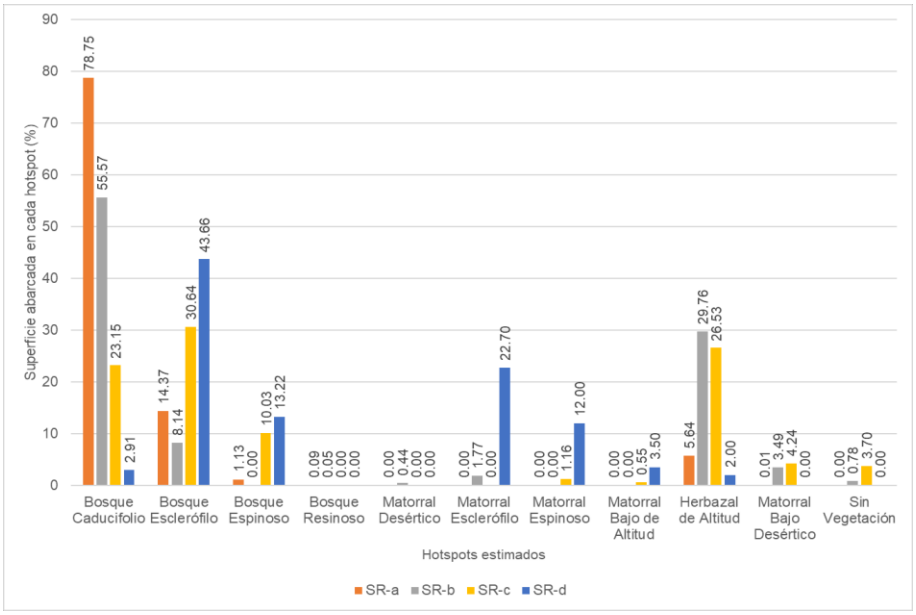


Figura N°12. Principales formaciones vegetacionales en los *hotspots* de OR, PD, SR y DV, rectificados tras la eliminación de usos de suelo no aptos para la presencia de especies.

Si se comparan las figuras N°6 y N°12, se pueden identificar distintos cambios en la composición de las formaciones vegetacionales que contiene cada uno de los *hotspots*. Se destacan los cambios en la PD, en el cual en el *hotspot* original predominaban los bosques caducifolios, escleróphilos y espinosos, respectivamente; mientras que en el *hotspot* rectificado predominan los bosques escleróphilos por sobre los caducifolios, y los matorrales escleróphilos desplazan a los bosques espinosos. Los cambios también se pueden ver en DV, en el cual en el *hotspot* original predominaban los bosques caducifolios, matorrales bajos de altitud y bosques escleróphilos, respectivamente; mientras que en el *hotspot* rectificado predominan los matorrales bajos de altitud por sobre los bosques caducifolios, y los herbazales de altitud desplazan a los bosques escleróphilos. Además, se puede destacar que DV también presenta valores en las formaciones asociadas a bosques resinosos y matorrales bajos desérticos, que no fueron importantes en el resto de los *hotspots*.

En la figura N°13 se destaca la relación existente entre las formaciones vegetacionales asociadas a bosques caducifolios, con respecto a SR-a y SR-b, que son las categorías que albergan a especies con un rango de distribución potencial más restringido. Por otra parte, las formaciones vegetacionales asociadas a bosques escleróphilos, los cuales se encuentran en el sector centro del área de estudio, dominan en las categorías SR-c y SR-d, las que albergan a las especies con un mayor rango de distribución potencial.

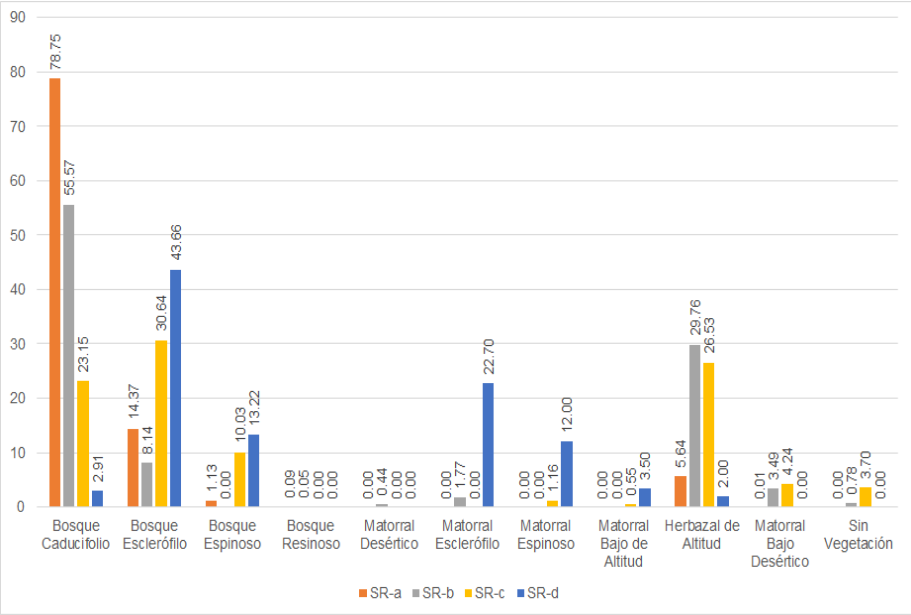


Figura N°13. Principales formaciones vegetacionales en los *hotspots* de las métricas calculadas a nivel de especie: SR-a, SR-b SR-c y SR-d.

5.2.5. Cálculo de hotspots de biodiversidad utilizando al 5% más alto

Cabe destacar que, si bien los análisis de clúster pudieron recrear una visión global de los patrones de las métricas investigadas, se inspeccionó el 5% de los valores más altos de las métricas investigadas (Daru *et al.*, 2015), con el fin de poder discriminar patrones a una escala más fina. Lo anterior nace de la necesidad de reconocer si existiese o no congruencia espacial a esta escala (Figura N°14), tras la superposición de estas coberturas.

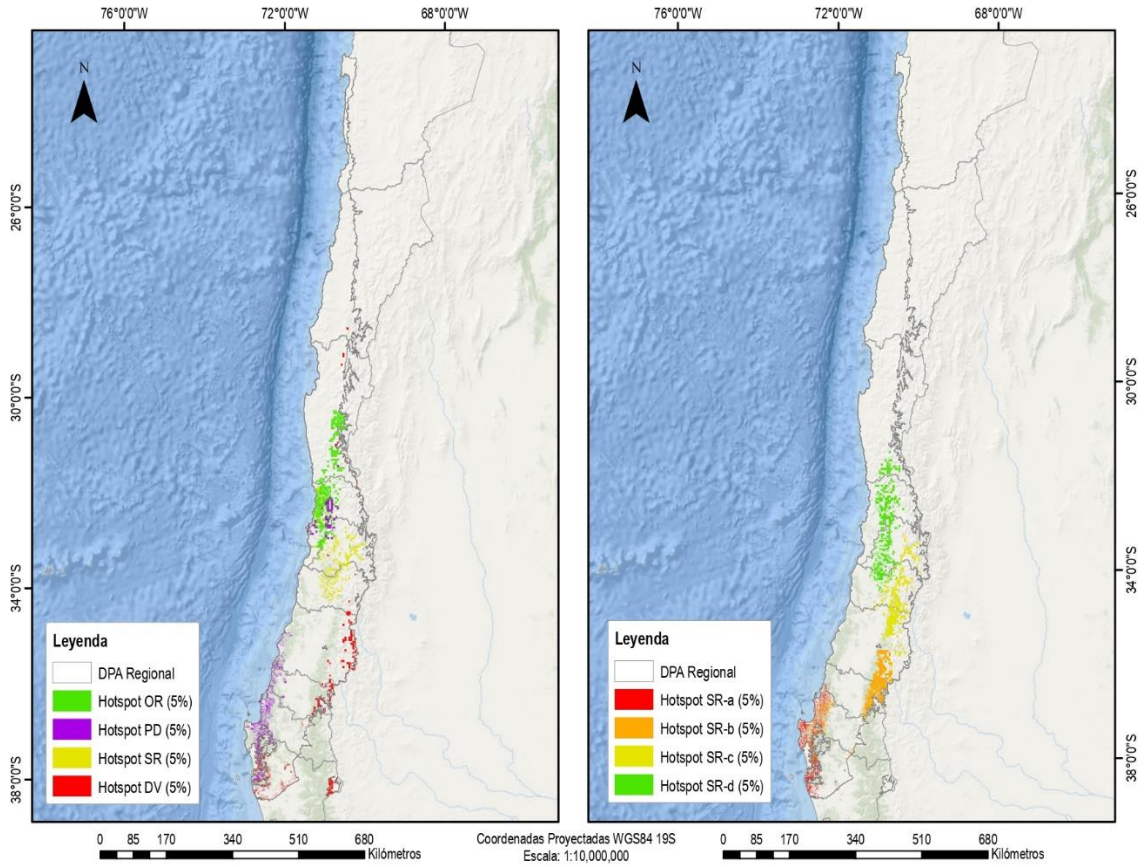


Figura N°14. Representación espacial del 5% de los valores más altos para cada una de las métricas investigadas: (a) OR, PD, SR y DV (IZQ) y (b) SR-a, SR-b, SR-c y SR-d (DER).

En la figura N°14 se destaca el 5% de los valores más altos de cada una de las métricas. En esta se puede distinguir la separación de los *hotspots*$_{5\%}$, tanto para las medidas calculadas a nivel macro (OR, PD, SR y DV), como las disgregadas a un nivel más micro (SR-a, SR-b, SR-c y SR-d). Además, se realizó una sobreposición entre los valores altos de cada una de las métricas, lo que se puede ver a continuación (Tabla N°2).

Tabla N°2. Superposición de *hotspots*$_{5\%}$ de cada una de las métricas. Los resultados se muestran como el porcentaje de superposición con respecto a la superficie total del *hotspot* mencionado en la columna de la izquierda. Se destacan los porcentajes superiores al 20% de superposición.

Hotspot$_{5\%}$	OR	PD	DV	SR	SR-a	SR-b	SR-c	SR-d
OR	-	19,5	0	11,7	1,2	0,5	0,2	**22,5**
PD	**43**	-	4,2	1,2	**37,4**	17,3	0	17,6
DV	0	4,7	-	0	8,8	16,1	0,9	0
SR	**21,1**	1	0	-	0	0	**32**	**35,7**
SR-a	3,8	**54,3**	11,5	0	-	**32,4**	0	0
SR-b	0,7	10,6	8,9	0	0	-	1,4	0
SR-c	0,2	0	0,5	**23,2**	0	1,4	-	6,3
SR-d	**27,4**	9,7	0	24	0	0	5,8	-

En la figura N°14a se puede destacar cómo el *hotspot*$_{5\%}$ de PD comprende las zonas costeras entre el sur de la Región del Maule hasta el norte de la Región de Araucanía, presentándose ocasionalmente también en la cordillera de la Costa de la Región de Valparaíso. Es en esta zona donde la PD coincide parcialmente también con los *hotspots*$_{5\%}$ de OR y SR, que se distribuyen entre el centro de la Región de Coquimbo y la Región de O'Higgins. Esto se puede verificar en la tabla N°2, donde la superposición entre PD y OR corresponde a un 43% de la superficie total de PD. Por otra parte, los valores altos de PD en el límite sur de la zona mediterránea chilena coinciden parcialmente con el *hotspot*$_{5\%}$ de DV, que además se distribuye en la cordillera de los Andes continuamente entre las regiones de O'Higgins y Ñuble, y de manera disyunta en algunas zonas andinas de las regiones de Coquimbo, Biobío y la Araucanía.

En la figura N°14b se puede destacar cómo el *hotspot*$_{5\%}$ de SR-a se encuentra confinado a la porción costera de las regiones del Ñuble, Biobío y la Araucanía, lo que coincide parcialmente con el *hotspot*$_{5\%}$ de SR-b, el cual también se presenta en la cordillera andina entre las regiones del Maule y Ñuble. Esto se puede verificar en la tabla N°2, donde la superposición entre SR-a y SR-b corresponde a un 32,4% de la superficie total de SR-a. Mientras tanto los *hotspots*$_{5\%}$ de SR-c y SR-d, cumplen el mismo patrón visto anteriormente, es decir, a medida que el rango de distribución de las especies se amplía, los *hotspots*$_{5\%}$ se van desplazando hacia el centro de la zona mediterránea. Finalmente se debe destacar la alta relación entre los *hotspots*$_{5\%}$ de PD y SR-a, que al superponerse deja de manifiesto el gran porcentaje de superficie que comparten: 54,3% con respecto al total de SR-a y 37,4% con respecto al total de PD.

5.2.6. Análisis de representatividad en áreas protegidas oficiales

Para obtener un índice de representatividad (IR) para cada uno de los *hotspots* rectificados tras la eliminación de los usos no aptos para la presencia de especies, en primer lugar, se consideró la superficie total que abarca cada uno. Luego estas coberturas se traslaparon con la red de ASP oficiales (PN, RN, MN y SN), para reconocer la superficie protegida dentro de cada *hotspot* (Tabla N°3).

Tabla N°3. Índices de representatividad (IR) para cada uno de los *hotspots* estimados con el método de análisis de clúster.

Hotspots	Superficie total (km^2)	Superficie protegida (km^2)	IR
OR	29.139,26	546,89	**1,88%**
PD	22.126,31	533,77	**2,41%**
SR	32.100,46	1.018,03	**3,17%**
DV	16.600,53	517,70	**3,12%**
SR-a	9.829,50	134,88	**1,37%**
SR-b	19.645,96	376,14	**1,91%**
SR-c	34.044,03	1.620,05	**4,76%**
SR-d	35.877,51	719,17	**2,00%**

En la tabla N°3 se destaca la baja representatividad existente en las ASP oficiales, con respecto a la protección de los *hotspots* de las ocho métricas calculadas para la zona mediterránea chilena. Estos porcentajes de protección son bajos con respecto a las metas de conservación propuestas. Se resalta la mayor representatividad del *hotspot* de DV, por sobre los de OR y PD, lo cual se explicaría debido a su distribución mayoritaria hacia la cordillera andina, donde históricamente se ha concentrado la protección oficial (Pauchard & Villarroel, 2002). Para el caso de las medidas derivadas de SR, destaca la baja representatividad en los *hotspots* de SR-a y SR-b, los que se distribuyen hacia el límite sur de la zona mediterránea. Esta área presenta una baja cantidad de ASP, las que además ocupan una pequeña superficie. Con base en lo anterior se pueden destacar distintos grupos de ASP oficiales según los *hotspots* en los que se encuentran (Tabla N°4). Además, en el anexo N°4 se presenta la lista completa de las ASP oficiales que se presentan en uno o más *hotspots*, haciendo también alusión a su presencia en el 5% de los valores más altos.

Tabla N°4. ASP oficiales destacadas por estar presentes en los *hotspots* estimados para la zona mediterránea.

Hotspots	Grupos de ASP	Características generales
PD OR SR-a y/o SR-b	Destacan el MN Contulmo, las RN Altos de Lircay, Los Huemules, Los Queules, Los Ruiles y Nonguén, y los SN Cajón del Río Achibueno, Humedal de Reloca, Península de Hualpén y el Predio Los Huemules del Niblinto. Con excepción de la RN Los Queules y los SN Humedal de Reloca y Península de Hualpén, también se encuentran presentes en el *hotspot* de DV.	Serían ASP oficiales muy importantes en cuanto a OR y PD vegetal, destacándose la mayoría por ser ASP en donde la PD es mayor que lo esperado por OR. Además, estarían albergando una gran cantidad de especies de distribución restringida.
PD OR-SR	Destacan los PN La Campana y Palmas de Cocalán, las RN El Yali, Federico Albert, Lago Peñuelas, Los Bellotos, Río Clarillo y Roblería Cobre de Loncha, y los SN Acantilados Federico Santa María, Campo Dunar Punta de Concón, Cerro Poqui, El Ajial, Horcón de Piedra, Humedal de Tunquén, Laguna el Peral, Las Petras de Quintero y su Entorno, Las Torcazas de Pirque, Palmar el Salto, Predio Sector Altos de Cantillana, Predios San Francisco de Lagunilla y Quillayal, Quebradas de Córdoba y La Plata, San Juan de Piche, y Sector Cerro El Roble. Con excepción de la RN Federico Albert y los SN Acantilados Federico Santa María y Campo Dunar Punta de Concón, también se encuentran presentes en los *hotspots* de SR-c y/o SR-d.	Serían ASP oficiales muy importantes en cuanto a riqueza (OR/SR) y PD vegetal y, además, estarían albergando una gran cantidad de especies de distribución amplia. A pesar de esto hay que recalcar que el PN La Campana, las RN El Yali y Lago Peñuelas, y los SN Campo Dunar Punta de Concón, Humedal de Tunquén, Laguna el Peral, Las Petras de Quintero y su Entorno, Palmar el Salto y Quebrada de Córdoba, presentarían una menor PD que lo esperado por OR.
DV	Destacan el PN Radal Siete Tazas, las RN Alto Biobío y Ñuble, y los SN Alto Huemul y Predio El Morrillo. Con excepción de la RN Alto Biobío, también se encuentran presentes en los *hotspots* de SR-b y/o SR-c.	Serían ASP oficiales muy importantes debido a que presentan una mayor PD que lo esperado por OR, a pesar de no estar contenidas en los *hotspots* de OR o PD. Además, estarían albergando una gran cantidad de especies de distribución media. Su ubicación estaría relevada a la cordillera andina.

5.3. Determinación de la contribución complementaria de áreas silvestres prioritarias, a la representatividad de la riqueza y diversidad filogenética de la flora vascular de la zona mediterránea chilena

5.3.1. Áreas silvestres prioritarias presentes en la zona mediterránea chilena

Son 117 las áreas silvestres prioritarias presentes en el área de estudio (Anexo N°5), las cuales se desglosan en 12 bienes nacionales protegidos (BNP, 811,97 km^2), 69 iniciativas de conservación privada (ICP, 1.649,98 km^2), y 36 sitios prioritarios para la conservación (SPC, 18.574,17 km^2) (Figura N°15).

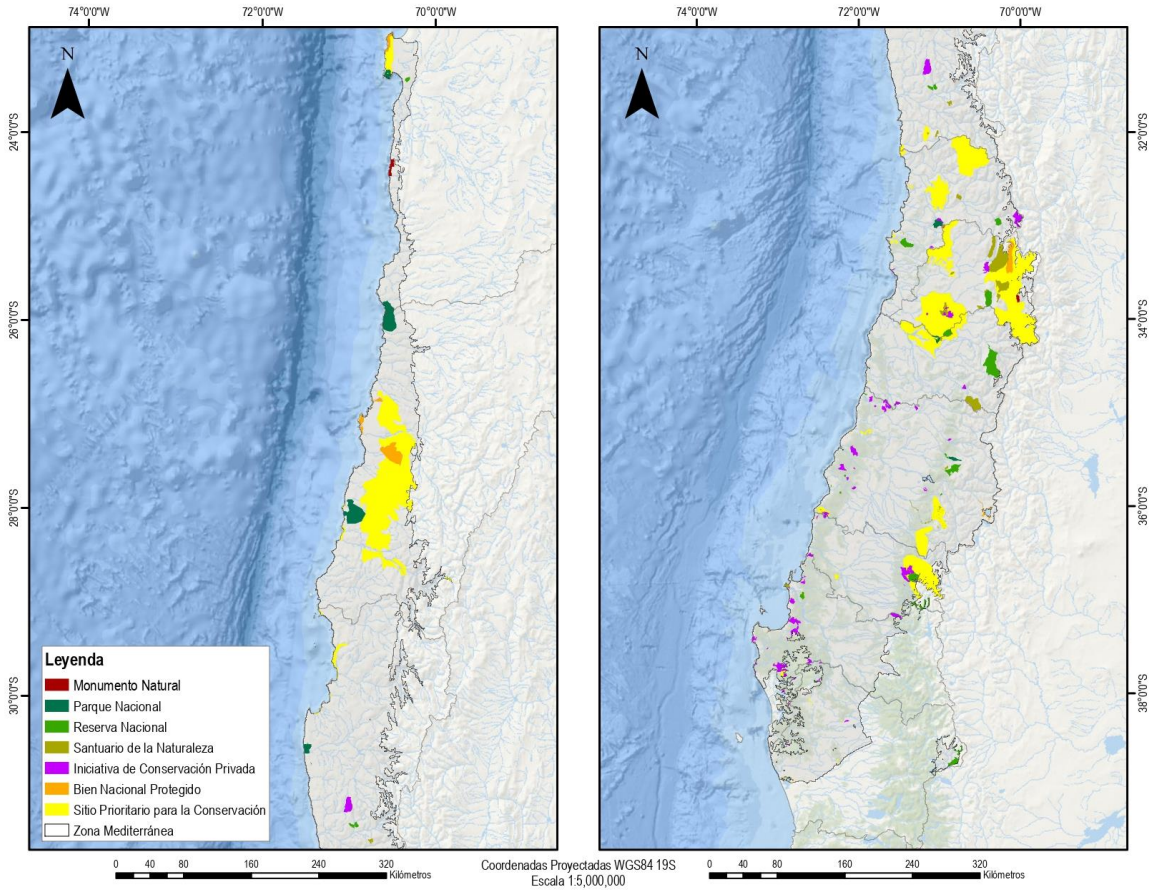


Figura N°15. Representación espacial de las áreas silvestres oficiales (MN, PN, RN y SN) y prioritarias (ICP, BNP y SPC) presentes en la zona mediterránea chilena. Las áreas silvestres prioritarias se identifican en el anexo N°5, según la región político-administrativa en la que se encuentran.

Aproximadamente el 65% de las áreas silvestres prioritarias se encuentran en las regiones del Biobío (25), Maule (22), Metropolitana (16) y Valparaíso (13). El resto de las áreas se encuentran en menor cantidad hacia las regiones presentes en los límites del área de

estudio, tanto por el norte en Antofagasta (2), Atacama (8), Coquimbo (9), como por el sur en Araucanía (8). Se destacan las regiones de O'Higgins y Ñuble por tener números bajos de áreas silvestres prioritarias, 8 y 6 respectivamente, con respecto a los números que presentan las regiones circundantes.

5.3.2. Análisis de representatividad en áreas silvestres prioritarias

En la tabla N°5 se destaca cómo con la inclusión de la superficie que abarcan las áreas silvestres prioritarias, la representatividad aumentaría en cada uno de los *hotspots* y, además, al sumar las superficies protegidas y prioritarias se lograría un IR combinado mayor. Esto también se presenta en la figura N°16 en donde las áreas silvestres prioritarias por sí solas (barras amarillas) podrían alcanzar los umbrales de protección del 15% y 17% propuestos por la CBD (2010, 2012) para algunos *hotspots*. Por otra parte, el IR combinado se destaca con barras verdes.

Tabla N°5. Índices de representatividad (IR) finales para cada uno de los *hotspots* estimados, incluyendo lo protegido y lo prioritario.

Hotspot	Superficie total (km^2)	Superficie protegida oficialmente (km^2)	Superficie prioritaria (km^2)	Superficie protegida y prioritaria (km^2)	IR Protección Oficial	IR Áreas Prioritarias	IR combinado
OR	29.139,26	546,89	5.154,88	5.701,77	1,88%	**17,69%**	**19,57%**
PD	22.126,31	533,77	4.744,34	5.278,11	2,41%	**21,44%**	**23,85%**
SR	32.100,46	1.018,03	5.639,23	6.657,26	3,17%	**17,57%**	**20,74%**
DV	16.600,53	517,70	1.291,68	1.809,38	3,12%	**7,78%**	**10,90%**
SR-a	9.829,50	134,88	1.563,17	1.698,05	1,37%	**15,90%**	**17,28%**
SR-b	19.645,96	376,14	1.927,46	2.303,6	1,91%	**9,81%**	**11,73%**
SR-c	34.044,03	1.620,05	6.608,16	8.228,21	4,76%	**19,41%**	**24,17%**
SR-d	35.877,51	719,17	4.761,03	5.480,2	2%	**13,27%**	**15,27%**

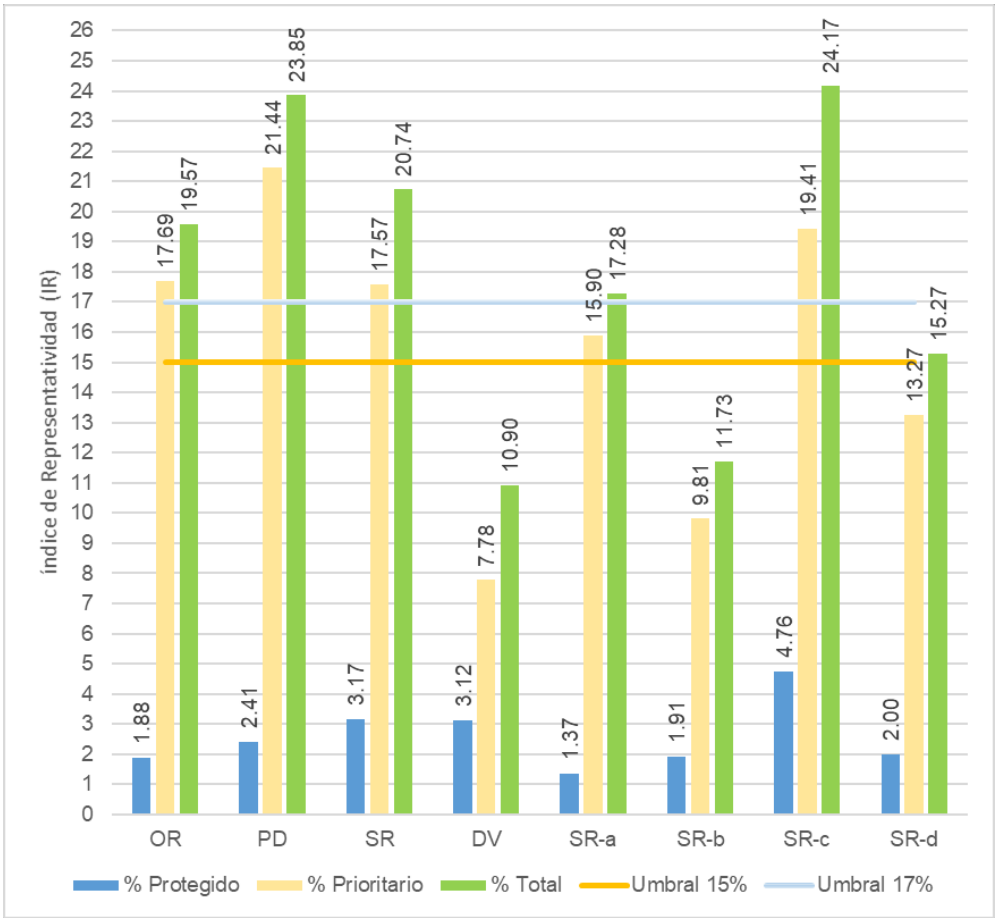


Figura N°16. Índices de representatividad (IR) de los ocho *hotspots*, asociados a las métricas espaciales calculadas, tanto en áreas silvestres protegidas como prioritarias de la zona mediterránea chilena.

Con base en lo anterior se resalta la mayor representatividad en los *hotspots* de PD, SR y OR, los que sobrepasan los umbrales propuestos, por sobre el de DV, que fue el *hotspot* con mayor protección en el escenario que sólo considera lo protegido oficialmente. En el caso de las categorías derivadas de SR, se destaca cómo el *hotspot* de SR-a, métrica que contiene a la riqueza de especies que poseen un rango de distribución restringido, pasaría de ser el *hotspot* con menor protección, a sobrepasar los umbrales propuestos, lo cual no sucedería en el *hotspot* de SR-b, que en el escenario oficial también se había destacado por una baja protección.

A pesar de que algunos *hotspots* se encontrarían bajo los umbrales de protección propuestos, el ejercicio de agregar en estos a las áreas silvestres prioritarias da cuenta de su gran importancia para albergar los valores altos tanto de la riqueza e historia evolutiva, como de la distribución restringida de las especies.

5.3.3. Priorización espacial de la conservación

Además de destacar ciertos grupos de áreas silvestres prioritarias por estar presentes o no en cada uno de los *hotspots* bajo estudio (Anexo N°6), se utilizó el software *Zonation* para elaborar una priorización de la conservación en la zona mediterránea chilena. En el anexo N°6 se pueden verificar los rankings obtenidos por las áreas silvestres prioritarias en cada uno de los dos escenarios simulados en el programa, tanto a nivel de OTU como a nivel de especie. A continuación, se presentan los mapas resultantes con la priorización en ambos escenarios (Figura N°17), y una tabla con las áreas silvestres prioritarias que serían más importantes, si se consideran la riqueza e historia evolutiva vegetal, además de la distribución restringida, como criterios claves en la priorización de la conservación (Tabla N°6).

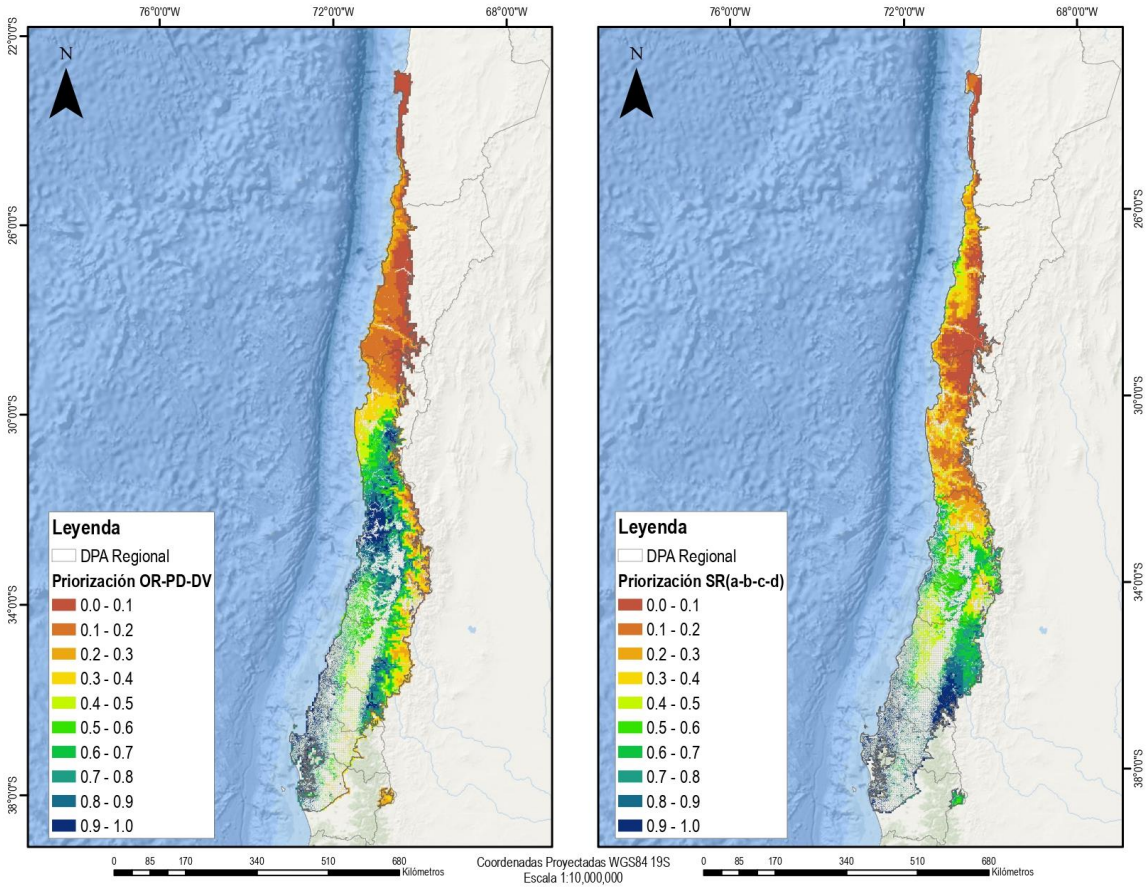


Figura N°17. Priorización espacial de la conservación considerando dos escenarios. A la izquierda el que considera las métricas de OR, PD y DV (nivel de OTU), y a la derecha el que considera las métricas de SR-a, SR-b, SR-c y SR-d (nivel de especie).

Tabla N°6. Ranking de dos escenarios de priorización espacial a nivel de OTU (OR, PD y DV) y a nivel de especie (SR-a, SR-b, SR-c y SR-d), destacando los 50 mayores valores dentro de las áreas silvestres prioritarias.

Nombre del AS Prioritarias	Categoría	Ranking Máximo OTU	Nombre del AS Prioritarias	Categoría	Ranking Máximo SRabcd
Cordillera El Melón	SPC	1.000	AAVC Pitao Y Chaura De Laraquete De Chivilingo	ICP	0.999
Laguna Verde	SPC	0.998	AAVC Chaura De Laraquete De Las Corrientes	ICP	0.999
Reserva Ecológica Oasis de la Campana	ICP	0.998	Parque Jorge Alessandri / Fundo Escuadron	ICP	0.998
AAVC Bosque Maulino Con Queules Y Pitaos De Ralbún-Copiulemu	ICP	0.996	AAVC Caramavida	ICP	0.998
El Roble	SPC	0.996	Fundo Nonguén	SPC	0.996
AAVC Chaura De Laraquete De Las Corrientes	ICP	0.996	Quebrada Caramávida	SPC	0.995
AAVC Pitao Y Cipres Rio Lias	ICP	0.996	AAVC Pitao Y Cipres Rio Lias	ICP	0.993
AAVC Pitao Y Chaura De Laraquete De Chivilingo	ICP	0.996	Ranchillo Alto	BNP	0.992
Tregualemu	SPC	0.995	Fundo El Peral	ICP	0.988
Parque Jorge Alessandri / Fundo Escuadron	ICP	0.991	Los Notros	ICP	0.988
AAVC Queules De Tomé Y Penco	ICP	0.991	AAVC Pitaos De La Isla	ICP	0.987
Santuario Parque Pedro del Río Zañartu (Fundo Hualpén)	ICP	0.989	Nevados de Chillán	SPC	0.986
AAVC Caramavida	ICP	0.989	AAVC Trongol	ICP	0.986
Quebrada Caramávida	SPC	0.988	Mañihuales	ICP	0.985
Fundo Nonguén	SPC	0.988	Fundo Paillahue	ICP	0.985
Cerro Cayumanque	SPC	0.987	AAVC Michay Araucano de Lleulleu	ICP	0.983
AAVC Bosque Maulino Con Ruiles Y Pitaos De Quivolgo	ICP	0.985	AAVC Queules De Tomé Y Penco	ICP	0.982
Cordón de Cantillana	SPC	0.974	Fundo El Natri	ICP	0.981
AAVC Trongol	ICP	0.970	Fundo Rucamanqui	ICP	0.977
Los Barros	ICP	0.968	AVC Huemules de Ñuble	ICP	0.976
Fundo Provoste	ICP	0.965	Parque Eolico de Lebu	ICP	0.974
Fundo Paillahue	ICP	0.961	Santuario Parque Pedro del Río Zañartu (Fundo Hualpén)	ICP	0.971
Mañihuales	ICP	0.959	Santuario Huemules de Niblinto	ICP	0.970
Bosques de Zapallar	SPC	0.958	AAVC Sendero Las Lianas De Lebu	ICP	0.966
Ecoreserva Los Pavos Reales	ICP	0.958	AAVC Michay Araucano De Yane	ICP	0.963
Fundo El Natri	ICP	0.956	Los Pellines	ICP	0.963
Los Notros	ICP	0.956	El Eucalipto	ICP	0.962
Parque El Boldo (Bosques de Zapallar)	ICP	0.950	Humedales de Isla Raqui	BNP	0.960
Nevados de Chillán	SPC	0.949	Bosques Nativos de Digua y Bullileo	SPC	0.957
Topocalma	SPC	0.947	Lago Budi	SPC	0.956
Fundo Pitrufquen	ICP	0.946	AAVC Villa Las Araucarias	ICP	0.943
San Pedro las Cañas	ICP	0.946	Vegas de Purén	SPC	0.939
AAVC Humedal Tubul Raqui	ICP	0.943	Cerro Cayumanque	SPC	0.937
Humedales de Isla Raqui	BNP	0.943	Los Barros	ICP	0.934
Fundo El Peral	ICP	0.941	Altos de Achibueno	SPC	0.928
Fundo el Desprecio	ICP	0.936	Tregualemu	SPC	0.912
Quebrada de Macul	ICP	0.935	Fundo Pitrufquen	ICP	0.910
Arcos de Calán	SPC	0.934	AAVC Bosque Maulino Con Queules Y Pitaos De Ralbún-Copiul	ICP	0.908
AVC Huemules de Ñuble	ICP	0.933	Rucamanque	SPC	0.900
Bosques Nativos de Digua y Bullileo	SPC	0.932	Fundo el Canelillo de Rari	ICP	0.892
AAVC Michay Araucano De Yane	ICP	0.930	Fundo Provoste	ICP	0.875
Altos de Petorca y Alicahue	SPC	0.928	San Pedro las Cañas	ICP	0.875
Cerro Viejo	ICP	0.925	Tierra Pura	ICP	0.873
Fundo el Canelillo de Rari	ICP	0.924	AAVC Cipreses Y Lleuques De Rucapillán Y San Antonio	ICP	0.867
AAVC Pitaos De La Isla	ICP	0.915	Topocalma	SPC	0.842
La Roblería/Cordillera de la Costa Norte y Cocalán	SPC	0.913	Eladio Sobrino	ICP	0.830
AAVC Michay Araucano de Lleulleu	ICP	0.907	Río Olivares - Río Colorado - Tupungato	SPC	0.824
AAVC Cipreses Y Lleuques De Rucapillán Y San Antonio	ICP	0.905	Cerro Adencul	SPC	0.818
Altos de Achibueno	SPC	0.901	Laguna del Maule	BNP	0.818
Huillin	ICP	0.900	Hijuela B María Ester	ICP	0.808

Como se puede observar en la figura N°17, en el escenario a nivel de OTU, donde se consideró un mismo peso para las métricas de OR, PD y DV, los valores más altos se encuentran en tres zonas costeras entre las provincias de Petorca y Valparaíso, en la región homónima; en la comuna de Navidad (Cardenal Caro, O'Higgins), y entre la provincia de Talca (Maule) y el norte de la provincia de Cautín (Araucanía). También se pueden encontrar valores altos en la cordillera andina entre las provincias de Talca (Maule) y de Punilla (Ñuble); y en el sector poniente de la comuna de Monte Patria (Limarí, Coquimbo). Por otra parte, en el escenario a nivel de especies, en donde se consideró un peso inversamente proporcional al rango de distribución de las especies, los valores más altos

se encontrarían presentes en zonas costeras entre las provincias de Cauquenes (Maule) y Cautín (Araucanía), y en zonas pre y andinas entre las provincias de Linares (Maule) y Biobío. En este escenario además llaman la atención los valores medios en las planicies litorales de las comunas de Chañaral, Caldera y Huasco (Atacama), lo cual coincide con algunas ASP oficiales, como lo son los PN Pan de Azúcar y Llanos de Challe y el SN Granito Orbicular, y algunas áreas prioritarias, como los BNP Quebrada Leones, Morro-Desembocadura del río Copiapó y Cerro Ballena, y el SPC Estuario río Huasco y Carrizal; todas muy cercanas al SPC Desierto Florido.

Al hacer el cruce entre estos escenarios y las áreas prioritarias se obtuvieron los rankings que se presentan en el anexo N°6, y en la Tabla N°6 se presentan las 50 áreas silvestres prioritarias más importantes según cada escenario. En esta tabla se puede destacar a una gran cantidad de ICP que serían importantes en ambos escenarios, que se encuentran localizadas en las provincias de Concepción y Arauco: las Áreas de Alto Valor de Conservación (AAVC), Pitao y Chaura de Laraquete de Chivilingo, Chaura de Laraquete de Las Corrientes, Pitao y Ciprés río Lias, Queules de Tomé y Penco, Caramávida y Trongol, además del Parque Jorge Alessandri/Fundo Escuadrón y el Santuario Parque Pedro del Río Zañartu (Fundo Hualpén); y los SPC Quebrada de Caramávida y Fundo Nonguén. Otros SPC que serían importantes en ambos escenarios, pero con un ranking menor serían, Tregualemu (Cauquenes), Topocalma (Cardenal Caro), Cerro Cayumanque y Nevados de Chillán (Ñuble), Altos de Achibueno y los Bosques Nativos de Digua y Bullileo (Linares). Solamente un BNP destaca en ambos escenarios, los Humedales de Isla Raqui (Arauco).

6. Discusión

6.1. Acerca de los insumos previos

La estimación de la distribución geográfica de las métricas calculadas en el presente proyecto proviene de SDM generados por el proyecto PCI. Estos se elaboraron con todas las ocurrencias, abarcando la mayor extensión geográfica posible, para cada una de las especies u OTU mediterráneas, y posteriormente fueron “cortados” al área de estudio. A pesar de las limitaciones intrínsecas de los SDM, al suponer una distribución estática en el tiempo y en el espacio (Mateo *et al.*, 2011), y a sobreestimar el rango de distribución de las especies, estos constituyen un buen sustituto para la presencia de las especies (Elith *et al.*, 2006; Elith & Leathwick, 2009; Franklin, 2013; Araujo *et al.*, 2019; Zurell *et al.*, 2020). Los SDM utilizados fueron bien evaluados con la técnica AUC, y constituyeron la base del trabajo de Fuentes-Castillo *et al.* (2019). A pesar de lo anterior se debe precisar que, debido a la escasez de registros de presencia, sólo se pudo modelar el 65% y el 88% de las especies y OTU mediterráneas, respectivamente.

El concepto de escala es muy importante cuando se evalúan aspectos relativos a la biogeografía de la conservación (Richardson & Whittaker, 2010). Cuando se delimita la extensión del área de estudio, indirectamente se está decidiendo a qué datos geográficos se tendrá que recurrir para, en este caso, evaluar la biodiversidad. De hecho, la elección de la zona mediterránea chilena siguiendo a Luebert & Pliscoff (2017), constituye una decisión importante, puesto que su definición no ha estado exenta de discusión (Luebert & Pliscoff, 2006).

Por otra parte, se debe destacar el insumo correspondiente al árbol filogenético. Lo ideal es trabajar a una escala taxonómica fina, pero la falta de datos geográficos de ocurrencias, el desconocimiento de su taxonomía, y la escasez de datos genéticos a nivel de especies, aún no ha permitido la comprensión de los patrones en esta escala, y por lo tanto se ha tenido que “simplificar” la inspección a un nivel de género (Thornhill *et al.*, 2016; Scherson *et al.*, 2017; Fuentes-Castillo *et al.*, 2019) u OTU (Thornhill *et al.*, 2017). En la presente investigación se trabaja con el concepto de OTU, que considera grupos monofiléticos compuestos por uno o más géneros, según sea el caso, y comprende una visión más fidedigna de las relaciones evolutivas que existen entre los taxones (Scherson, 2018).

6.2. Riqueza, PD y sus valores de discrepancia en la zona mediterránea chilena

Los patrones de riqueza (OR-SR) y PD obtenidos en la presente investigación concuerdan con lo planteado por Scherson *et al.* (2014, 2017), destacándose la importancia de la zona mediterránea chilena para la flora vascular (Arroyo *et al.*, 2006; Bannister *et al.*, 2012; Squeo *et al.*, 2012). Esta gran biodiversidad vegetal estaría relacionada con la historia biogeográfica de la zona mediterránea chilena, la cual concentra taxones que poseen orígenes muy diversos, tanto desde el Neotrópico como de la antigua Gondwana (Moreira-Muñoz, 2011). Además, su porción costera entre los 36°S y 41°S actuó como una zona de refugio en la época de glaciaciones, conteniendo a una gran cantidad de especies, que tuvieron que migrar en búsqueda de condiciones ambientales aptas para poder sobrevivir (Villagrán & Hinojosa, 1997, 2005; Villagrán, 2001; Hinojosa *et al.*, 2006; Villagrán & Armesto, 2005; Moreira-Muñoz, 2011). Esta zona costera coincidiría ampliamente con los *hotspots* de las métricas espacialmente representadas.

Los altos valores de DV, que representan sitios en donde la PD es mayor de lo esperado por riqueza, si bien se concentrarían en el límite sur del área de estudio, coincidiendo con lo planteado por Scherson *et al.* (2014), también se presentarían en la cordillera andina. Las zonas que presentan altos valores de DV, estarían abarcando un cierto número de taxones que provienen de ramas largas de la filogenia y/o se encuentran distantes evolutivamente entre sí, es decir, dispersos en el árbol filogenético (Forest *et al.*, 2007; Pio et *al.*, 2011, 2014). Lo anterior podría explicarse debido a la historia biogeográfica anteriormente expuesta, subrayando la importancia de las cordilleras costera y andina para albergar especies que, en el periodo de glaciaciones, tuvieron que migrar hacia mayores altitudes para poder sobrevivir, y al carácter transicional del límite sur del área de estudio entre los biomas mediterráneo y templado, en donde confluyen especies y formaciones vegetacionales de diversos orígenes (Moreira-Muñoz, 2011). Esta zona reúne la presencia de especies adaptadas tanto a condiciones xéricas como húmedas (Luebert & Pliscoff, 2017), capacidad de adaptación que puede ser vital ante la intensificación de los fenómenos derivados del cambio climático (Richardson & Whittaker, 2010).

Además, se destacaron los paralelos 30°S-31°S como latitudes de importancia para separar los bajos y altos valores de riqueza y PD, lo cual coincide con una zona de transición desde formaciones vegetacionales asociadas a matorrales desérticos hacia matorrales espinosos o esclerófilos (Luebert & Pliscoff, 2017). Entre estas latitudes y el límite sur de la zona

mediterránea se destaca la importancia de las formaciones vegetacionales boscosas esclerófilas y espinosas, importantes en cuanto a las métricas de riqueza (OR-SR). Mientras que, al sur de los 34°S tanto en la cordillera de la Costa como de Los Andes, en conjunto con mayores montos de precipitación anual, destacan los bosques caducifolios, que concentran los más altos valores de PD y DV.

6.3. Rectificación de usos de suelo y disgregación de la riqueza de especies

Para resolver algunas de las limitaciones provenientes desde los SDM para este estudio, se realizó una rectificación de la representación espacial potencial, con base en una clasificación de uso de suelo según la CONAF, en la cual se eliminaron los usos no aptos para la presencia de especies, para así obtener mapas de idoneidad de hábitat más realistas (Mateo *et al.*, 2011). Esta clasificación se comenzó a publicar desde el año 1997 (CONAF-CONAMA-BIRF, 1997), y cada cierto tiempo se han ido actualizando las coberturas de uso de suelo por región, metodología que no ha estado exenta de críticas (Miranda *et al.*, 2018). A pesar de lo anterior, esta clasificación distingue que las coberturas convertidas más importantes en la zona mediterránea chilena fueron las dedicadas a terrenos agrícolas y plantaciones forestales, lo cual ha sido expuesto por una gran cantidad de autores (Echeverría *et al.*, 2006; Schulz *et al.*, 2010; Miranda *et al.*, 2016). Al hacer una rectificación por usos de suelo, la visión general que se tenía de las métricas estudiadas cambió. Se destaca la relación existente entre los usos no aptos y las principales formaciones vegetacionales que pierden importancia en cada *hotspot* a nivel de OTU, siendo los bosques caducifolios uno de los más perjudicados ante los usos históricos que se le ha dado a la zona mediterránea chilena.

Además del uso de la SR total como una medida alternativa a OR, se decidió disgregar esta medida, para poder obtener la representación espacial de distintos grupos de especies según el rango de distribución potencial que abarcaban. De esta forma se pudo comprobar que especies con un rango de distribución más pequeño (SR-a y SR-b) se concentrarían en torno al límite sur poniente de la zona mediterránea chilena, coincidiendo con la mayor superficie convertida a usos de suelo silvoagropecuarios, y en donde predominan los bosques caducifolios, junto a altos valores de PD y DV. Cabe destacar que las especies de rango restringido suelen estar relacionadas con las que presentan una mayor cantidad de amenazas, y por lo tanto han sido de mayor preocupación en la conservación. Esto se justifica debido a que las especies con rangos restringidos tienden a ser raras, más

vulnerables ante eventos socio-naturales adversos o a actividades antrópicas, y por lo tanto tendrían un mayor riesgo de extinción (Rodrigues *et al.*, 2004a-b; Laffan *et al.*, 2016).

Lo anterior permitió rectificar los patrones de distribución de las métricas estudiadas, y obtener IR considerando la superficie remanente protegida, con respecto a la superficie remanente total (Luebert & Pliscoff, 2017). Sin embargo, cuando se calculan IR se está suponiendo que la superficie dentro de cada ASP se está protegiendo de manera efectiva, lo cual puede ser materia de discusión. Lo anterior se puede visualizar con los distintos usos de suelo que están presentes dentro de cada ASP, los cuales pueden perseguir objetivos variables, no sólo de conservación (Rodrigues *et al.*, 2004a). Esto también se rectificó en la presente investigación al eliminar los usos no aptos, incluso dentro de cada ASP. A pesar de lo anterior hay que destacar que, derivado del uso de SDM, también se sobreestimaría el área que debería alcanzar un objeto de conservación para que se considere como protegido (Rodrigues *et al.*, 2004b).

Ante estas limitaciones en los datos y SDM, se realizó una comparación entre la riqueza de especies predichas por SDM para las ASP oficiales de la zona mediterránea chilena, y la riqueza actual informada en los inventarios florísticos disponibles para 12 ASP, recopilados en una base de datos compuesta por Urbina-Casanova *et al.* (2016). Esta revisión evidenció una sobreestimación de la riqueza predicha por los SDM para el conjunto de ASP oficiales, la cual siempre fue mayor a la riqueza informada en los inventarios. Cuando se realizan traslapes entre la distribución potencial de especies y las ASP se obtienen distintos tipos de errores: de omisión, cuando se predice la ausencia de una especie en una ASP, en la que realmente está presente, y de comisión, cuando se predice la presencia de una especie en una ASP, en la que realmente está ausente (Rodrigues *et al.*, 2004b). Debido a la sobrestimación de los rangos de distribución de las especies, generalmente los errores de comisión son los que más predominan (Rodrigues *et al.*, 2004a).

Sin embargo, hay que considerar que el esfuerzo de colecta, al realizar inventarios florísticos, subestimaría la presencia real de las especies. Por lo tanto, a pesar de las rectificaciones hechas según los usos de suelo, las métricas calculadas en esta investigación y los IR asociados deben tratarse como una aproximación. Se destaca la importancia que deberían tener los estudios de campo llevados a cabo para la validación de SDM (Fielding & Bell, 1997; Newbold *et al.*, 2010; Peterman *et al.*, 2013; Law *et al.*,

2017), y la necesidad de aumentar la información de biodiversidad georreferenciada en la red de ASP, la cual aún es bastante escasa (Urbina-Casanova *et al.*, 2016).

6.4. Representatividad de las métricas estudiadas en ASP oficiales y prioritarias

En general, los resultados mostraron una baja representatividad en el escenario de protección oficial, en los *hotspots* de las 8 métricas estudiadas. Los vacíos de conservación pueden explicarse por una red de ASP dispersa, con una baja cantidad de unidades, los cuales muchas veces coinciden con zonas donde abundan las especies de rango de distribución restringido y endemismos los que, por lo tanto, no caerían dentro de ASP (Rodrigues *et al.*, 2004a). El escenario anterior cambió al agregar las áreas prioritarias, en donde todos los *hotspots* vieron ampliada su protección, la mayoría sobrepasando las metas de conservación propuestas. Aun así, es necesario recalcar que el *hotspot* de DV, que había sido uno de los más protegidos en el escenario oficial, no alcanzó a superar el 15% mínimo propuesto en esta investigación, incluyendo las áreas prioritarias.

Esto podría explicarse debido a que, en las últimas décadas, las áreas prioritarias han perseguido objetivos más cercanos a la conservación de la biodiversidad y, por lo tanto, se han localizado en sitios más idóneos tanto en la costa como en el valle interior, rellenando los vacíos de conservación que presenta el escenario oficial, el cual presenta un sesgo geográfico hacia zonas cordilleranas en el área de estudio (Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011b; Luebert & Pliscoff, 2017), donde los patrones de DV se concentran. También se pueden destacar los *hotspots* de SR-a y SR-b, en donde el primero sobrepasa levemente los umbrales propuestos, y el segundo no los alcanzaría. Esto es preocupante debido a que estas categorías contienen especies de distribución restringida, que podrían necesitar metas de conservación aún más desafiantes (Squeo *et al.*, 2010).

Cabe destacar que de los 54 pisos vegetacionales presentes en los *hotspots* de las métricas estudiadas, 18 están en una categoría de amenaza (Anexo N°7; Pliscoff, 2015; Luebert & Pliscoff, 2017). De estos, hay 8 pisos vegetacionales categorizados en estados de conservación En Peligro (EN) y En Peligro Crítico (CR) que no se encuentran presentes en ninguna ASP oficial. Tras la inclusión de las áreas prioritarias se sumaría la mayoría de estos, excluyendo el piso vegetacional de bosque caducifolio templado andino de *Nothofagus alpina - Dasyphyllum diacanthoides* (P58), categorizado como EN, que no se encuentra en ningún escenario de protección. Este piso se destaca en los *hotspots* de DV,

SR-a, SR-b y SR-c, por lo tanto, capturaría una mayor PD de lo esperado por riqueza, y esta última estaría relacionada con especies de rango restringido a medianamente amplio.

Ambos escenarios, oficial y prioritario, plantean la importancia del límite sur de la zona mediterránea chilena, tanto en la cordillera costera como andina, donde abunda una gran cantidad de ASP oficiales y áreas prioritarias, aunque la mayoría con una superficie muy pequeña. Se destaca la importancia de las áreas prioritarias en algunas regiones como Atacama, O'Higgins, Maule y Ñuble, donde es clave para la conservación de la biodiversidad, debido a que en algunos casos lo prioritario duplica, en cantidad de áreas, a lo oficial. Cabe destacar a la Región de O'Higgins, que presentaría una baja cantidad de áreas silvestres tanto oficiales como prioritarias, y en donde podrían dirigirse acciones de conservación, sobre todo en su porción costera. Sin embargo, es en la Región del Biobío donde las áreas prioritarias se encuentran en mayor cantidad, concentrándose en la costa (Scherson *et al.*, 2014). Por lo tanto, se revela la importancia de esta zona, que representa altos niveles de PD y de SR-a y, por lo tanto, sería una zona irremplazable por su historia evolutiva, pero también vulnerable, tanto por la restricción geográfica de las especies que la componen, como por la gran cantidad de usos antrópicos que en esta se presentan.

La gran importancia de las ICP se ve reflejada en la alta proporción de tierra que es privada en la zona mediterránea chilena (Jorquera-Jaramillo *et al.*, 2012; Squeo *et al.*, 2012). De hecho, grandes empresas exportadoras ocupan parte de la zona mediterránea, y han generado ICP, como por ejemplo las Áreas de Alto Valor de Conservación (AAVC), de propiedad de Celulosa Arauco, las que son muy importantes para resguardar la biodiversidad de la costa de la Región del Biobío, destacada como un importante *hotspot* en la presente investigación. Las ICP son las áreas prioritarias más frecuentes en los rankings establecidos (Tabla N°6), debido a su localización en zonas que capturan una importante cantidad de riqueza e historia evolutiva, y a especies de rango restringido. Por lo tanto, se debiese fomentar su establecimiento en esta zona costera, lo cual se puede realizar mediante incentivos que atraigan a actores privados a conservar a largo plazo (Jorquera-Jaramillo *et al.*, 2012).

El ejercicio de incluir la red prioritaria compuesta por ICP, SPC y BNP, a la protección oficial ya existente en la zona mediterránea, responde a que la compleja estructura de la propiedad de la tierra en esta zona y los altos costos de conservación, debido a las actividades

económicas y a la gran concentración demográfica (Jorquera-Jaramillo *et al.*, 2012), limita que se consideren áreas desprotegidas al ejercicio de PSC (Squeo *et al.*, 2012). La integración de algunas áreas prioritarias, como los SPC, podrían ser factibles en un futuro próximo ante la creación del Servicio de Biodiversidad y Áreas Silvestres Protegidas (SBASP), contenido dentro de un Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNASP). Lo anterior es una oportunidad para poder generar lazos público-privados en la conservación, que permitan contrarrestar la alta fragmentación y poca conectividad existente en las ASP de la zona mediterránea chilena (Jorquera-Jaramillo *et al.*, 2012).

6.5. Historia evolutiva en la planificación de la conservación

Se han evidenciado grandes avances en el acceso a información genética que, utilizándose de manera práctica y con un costo relativamente bajo, han incorporado la importancia de considerar la historia evolutiva en un contexto de priorización espacial. La PD cumple esta función midiendo la diversidad de rasgos evolutivos de un conjunto de taxones, estableciéndose como una medida robusta ante cambios taxonómicos, y permitiendo comparaciones directas entre áreas (Scherson, 2018). Cuando se plantea el uso de una medida como la PD, o la incorporación de DV, en el contexto de un análisis de vacíos, la idea no es reemplazar el uso que se le ha dado a métricas tradicionales como la riqueza de taxones (OR-SR), sino que estas se complementen, junto a otras como el endemismo o las amenazas, que son temporalmente dinámicas, con el fin de que la PSC se enriquezca (Rodrigues *et al.*, 2004b). Otros criterios que podrían ser utilizados serían la conectividad, tamaño y forma de áreas, costos, además de la proyección futura ante escenarios de cambio climático (Fuentes-Castillo *et al.*, 2019); aunque siempre teniendo en cuenta el contexto de recursos limitados en los que se desenvuelve la PSC (Brooks *et al.*, 2006).

Además, como se planteó anteriormente, la estrategia de utilizar la PD “total” podría ser poco informativa, debido a que en esta es más probable que se compartan ramas entre sitios, incluyendo información redundante, y agregaría poca ganancia de PD (complementariedad) a un conjunto de ramas que ya están siendo protegidas (Véron *et al.*, 2019). Si bien ese es el siguiente paso para una futura investigación, debido a su capacidad de discriminar sitios que complementen a la PD ya protegida, se hace necesario mejorar los esfuerzos en refinar la escala geográfica e incluir una mayor cantidad de taxones, debido a que en la presente investigación casi la mayoría de las OTU ya estuvo presente en alguna ASP oficial, lo cual podría deberse a la sobreestimación inherente de los SDM.

7. Conclusiones

Ante un conocimiento limitado de la distribución geográfica de la flora vascular de la zona mediterránea chilena, se utilizaron SDM con el fin de obtener predicciones espaciales, que fueron la base para representar espacialmente distintas métricas sustitutas de la biodiversidad. Luego de reconocer cómo se distribuían los *hotspots* de OR, PD, SR, DV, y las distintas categorías disgregadas de la riqueza de especies (SR-a, SR-b, SR-c, SR-d), estos fueron traslapados tanto con la red de ASP oficiales como con la red de áreas prioritarias, con el fin de reconocer si se encontraban bien representados o no.

En esta investigación se propuso trabajar con los *hotspots* de las métricas estudiadas por su importancia para abordar la historia evolutiva, con el fin de considerar dentro de la zona mediterránea subconjuntos de importancia para la biodiversidad, complementando a la riqueza vegetal. Estos debían estar representados en un 15%-17% (CBD, 2010; 2012), los que si bien son metas propuestas políticamente (Carwardine *et al.*, 2009), consideran a "aquellas áreas de particular importancia para la biodiversidad" (CBD, 2010), justificando la elección del estudio de *hostpots* de biodiversidad.

Los principales resultados destacan la concentración de valores altos de OR y SR en la zona central, y de PD y DV en la zona sur del área de estudio, mayoritariamente en su porción costera y andina. Estos patrones concuerdan con lo expuesto en la literatura, específicamente con la compleja historia biogeográfica de la que es parte la zona mediterránea chilena. Cabe destacar que hubo una gran superposición entre los *hotspots* que consideran la historia evolutiva (PD y DV), junto a los que representaron a la riqueza de especies de distribución restringida (SR-a y SR-b), en las zonas costeras de las regiones del Maule, Ñuble, Biobío y La Araucanía, y en menor medida, en sus zonas andinas. A pesar de su importancia, estas áreas han sido impactadas históricamente por el cambio de uso de suelo hacia actividades silvoagropecuarias y, por lo tanto, constituyen zonas prioritarias para la conservación.

En cuanto a la protección de los *hotspots* de las métricas estudiadas, se destacan índices de representatividad promediados que sólo alcanzarían un 2,5% en ASP oficiales, que en el área de estudio se encuentran dispersas y son muy pequeñas. Por otra parte, tras la inclusión del escenario prioritario, los índices de representatividad promediados alcanzarían

un 17,9%, sobrepasando las metas de conservación propuestas. Esto se explicaría por una red prioritaria amplia, que rellena vacíos en la costa y en el valle, tanto en el norte como en el sur del área de estudio, y que considera una gran superficie que podría anexarse a un Sistema Nacional de Áreas Protegidas. En este sentido, la inclusión de ICP y SPC como reservorios de biodiversidad, sobre todo en la costa entre las regiones del Maule y la Araucanía, sería clave en la protección actual tanto de la historia evolutiva como de las especies que poseen una distribución más restringida y que, por lo tanto, podrían estar más propensas a amenazas de la matriz circundante.

Si bien en el presente estudio se obtuvo una muestra representativa de las especies y OTU mediterráneas, se espera poder ir actualizando estos resultados a medida que se cuente con una mayor cantidad de datos de distribución y filogenia. Esta mayor información permitirá afinar aún más el nivel de trabajo, y así poder reconocer patrones espaciales a distintas escalas geográficas. En este sentido, los estudios de campo que tengan por objetivo aumentar la cantidad de registros de distribución de especies en zonas en las que existen vacíos de información, abarcando un rango ambiental más amplio, permitirían ampliar el conocimiento taxonómico y de historia natural (Pressey, 2004; Araujo *et al.*, 2019). Con base en lo anterior, también se podrían obtener datos genéticos para una mayor cantidad de taxones, lo que a futuro será la base para un cálculo de PD a nivel de especies.

Finalmente se debe destacar que los patrones de biodiversidad resultantes de esta investigación también pueden cambiar al incluir otros organismos, distintos a la flora vascular de Chile, distintas escalas taxonómicas, y métricas no consideradas en la presente investigación, como los endemismos tradicional y filogenético, entre otros (Scherson *et al.*, 2017). Como plantean Richardson & Whittaker (2010), la biogeografía de la conservación debe proporcionar distintas opciones cuando se trate de priorizar espacialmente la conservación, lo que es vital para una próxima expansión de la red de ASP ante un futuro incierto. En este sentido, la inclusión de índices relativos a la conservación de la filo-biodiversidad mediante un enfoque multiescalar, indudablemente enriquecerá los ejercicios de PSC, al considerar otro tipo de métricas que podrían complementar a las tradicionalmente estudiadas y, además, ayudará a desentrañar patrones de distribución que actualmente se encuentran ocultos, por no considerar la historia evolutiva en el marco de la conservación, dentro de una zona biogeográficamente diversa.

Bibliografía

1. Araújo, M.B., Anderson, R.P., Barbosa, A.M., Beale, C.M., Dormann, C.F., Early, R., Garcia, R.A., Guisan, A., Maiorano, L., Naimi, B., O'Hara, R.B., Zimmermann, N.E., Rahbek, C. (2019) Standards for distribution models in biodiversity assessments. Sci. Adv. 5, eaat4858.

2. Arroyo, M.T.K., Marquet, P., Marticorena, C., Simonetti, J., Cavieres, L., Squeo, F., Rozzi, R., Massardo, F. (2006) El *hotspot* chileno, prioridad mundial para la conservación. En CONAMA, Biodiversidad de Chile: Patrimonio y Desafíos.

3. Bannister, J.R., Vidal, O.J., Teneb, E., Sandoval, V. (2012) Latitudinal patterns and regionalization of plant diversity along a 4270-km gradient in continental Chile. Austral Ecology, 37(4), 500–509.

4. Brooks, T., Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., Gerlach, J., Hoffman, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D., Rodrigues, A.S.L (2006) Global biodiversity conservation priorities. Science, 313:58–61.

5. Carwardine, J., Klein, C., Wilson, K., Pressey, R., Possingham, H. (2009) Hitting the Target and Missing the Point: Target-Based Conservation Planning in Context. Conservation Letters. 2(1).

6. Chape, S., Harrison, J., Spalding, M., Lysenko, I. (2005) Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences, 360:443-55.

7. CONAF-CONAMA-BIRF (1997) Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Corporación Nacional Forestal-Comisión Nacional del Medio Ambiente, Santiago.

8. Convention on Biological Diversity (CDB) (2010) COP10 decision X/2: strategic plan for biodiversity. 2011–2020.

9. Convention on Biological Diversity (CDB) (2012) The Global Strategy for Plant Conservation: 2011–2020.

10. Daru, B.H., Van der Bank, M., Davies, T.J. (2015) Spatial incongruence among hotspots and complementary areas of tree diversity in southern Africa. Diversity & Distributions, 21, 769–780.

11. Daru, B.H., le Roux, P.C., Gopalraj, J., Park, D.S., Holt, B.G., Greve, M. (2019) Spatial overlaps between the global protected areas network and terrestrial hotspots of evolutionary diversity. Global Ecol Biogeogr, 28: 757– 766.

12. Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., Mouquet, N. (2010) Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. Ecology Letters, 13, 1030–1040.

13. Di Minin, E., Veach, V., Lehtomäki, J., Montesino Pouzols, F., Moilanen, A. (2014) A quick introduction to Zonation.

14. Dinerstein, E., Olson, D., Joshi, A., Vynne, C., Burgess, N.D., Wikramanayake, E., Hahn, N., Palminteri, S., Hedao, P., Noss, R., Hansen, M., Locke, H., Ellis, E.C., Jones, B., Barber, C.V., Hayes, R., Kormos, C., Martin, V., Crist, E., Sechrest, W., Price, L., Baillie, J.E.M., Weeden, D., Suckling, K., Davis, C., Sizer, N., Moore, R., Thau, D., Birch, T., Potapov, P., Turubanova, S., Tyukavina, A., de Souza, N., Pintea, L., Brito, J.C., Llewellyn, O.A., Miller, A.G., Patzelt, A., Ghazanfar, S.A., Timberlake, J., Klöser, H., Shennan-Farpón, Y., Kindt, R., Lillesø, J.P.B., van Breugel, P., Graudal, L., Voge, M., Al-Shammari, K.F., Saleem, M. (2017) An ecoregion-based approach to protecting half the terrestrial realm. Bioscience 67:534–545.

15. Dudley, N. (ed.) (2008) Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas. UICN, Gland, Suiza.

16. Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J.M., Lara, A., Newton, A. (2006) Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. Biol Conserv 130:481–494.

17. Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K.S., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography, vol.29, p. 129-151.

18. Elith, J. & Leathwick, J.R. (2009) Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics 40: 677-697.

19. Faith, D.P. (1992a) Conservation evaluation and phylogenetic diversity. Biological Conservation, 61(1):1–10.

20. Faith, D.P. (1992b) Systematics and conservation: on predicting the feature diversity of subsets of taxa. Cladistics, 8:361–73.

21. Faith, D.P., Reid, C.A.M., Hunter, J. (2004) Integrating Phylogenetic Diversity, Complementarity and Endemism for Conservation Assessment. Conservation Biology 18: 255–261.

22. Faith, D.P. & Baker, A.M. (2006) Phylogenetic diversity (PD) and biodiversity conservation: some bioinformatics challenges. Evolutionary bioinformatics online, 2:121–8.

23. Faith, D.P., Magallón, S., Hendry, A.P., Conti, E., Yahara, T., Donoghue, M.J. (2010) Evosystem services: an evolutionary perspective on the links between biodiversity and human well-being. Curr. Opin. Environ. Sustain. 2, 66–74.

24. Faith, D.P. (2016) The PD Phylogenetic Diversity Framework: Linking Evolutionary History to Feature Diversity for Biodiversity Conservation. En: Pellens R., Grandcolas

P. (eds) Biodiversity Conservation and Phylogenetic Systematics. Topics in biodiversity and conservation. Springer International Publishing, Cham, pp 39–56.

25. Fielding, A.H., & Bell, J.F. (1997) A review of methods for assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Environmental Conservation, 24, 38–49.

26. Forest F., Grenyer R., Rouget M., Davies T.J., Cowling R.M., Faith D.P., Balmford A., Manning J.C., Procheş Ş., van der Bank M., Reeves G., Hedderson T.A.J., Savolainen V. (2007) Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. Nature 445:757–760.

27. Forest F., Crandall, K.A., Chase, M.W., Faith, D.P. (2015) Phylogeny, extinction and conservation: embracing uncertainties in a time of urgency. Phil. Trans. R. Soc. B 370: 20140002.

28. Franklin, J. (2013) Species distribution models in conservation biogeography: developments and challenges. Diversity and Distributions, 19:1217–1223.

29. Fuentes-Castillo, T., Scherson, R.A., Marquet, P., Fajardo, J., Corcoran, D., Román, M.J., Pliscoff, P. (2019) Modelling the current and future biodiversity distribution in the Chilean Mediterranean hotspot. The role of protected areas network in a warmer future. Divers Distrib. 25: 1897– 1909.

30. Guisan, A. & Zimmermann, N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modeling, 135:147-186.

31. Hinojosa, L.F., Armesto, J.J., Villagrán, C. (2006) Are Chilean coastal forests pre-Pleistocene relicts? Evidence from foliar physiognomy, palaeoclimate, and phytogeography. Journal of Biogeography 33: 331–34.

32. Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology, 25, 1965–1978.

33. IPBES (2019) Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.

34. Isaac, N.J.B., Turvey, S.T., Collen, B., Waterman, C., Baillie, J.E.M. (2007) Mammals on the EDGE: conservation priorities based on threat and phylogeny. PloS one 2: e296.

35. Jenkins, C. & Joppa, L. (2009) Expansion of the global terrestrial protected area system. Biological Conservation 142: 2166–2174.

36. Jennings, M. (2000) Gap analysis: concepts, methods, and recent results. Landscape Ecology, 15:5–20.

37. Jorquera-Jaramillo, C., Vega, J.M.A., Aburto, J., Martínez-Tillería, K., León, M.F., Pérez, M.A., Gaymer, C.F., Squeo, F.A. (2012) Conservación de la biodiversidad en Chile: Nuevos desafíos y oportunidades en ecosistemas terrestres y marinos costeros. Revista chilena de historia natural, 85(3), 267-280.

38. Laffan, S.W., Lubarsky, E., Rosauer, D.F. (2010) Biodiverse, a tool for the spatial analysis of biological and related diversity. Ecography, 33:643–647.

39. Laffan, S.W., Rosauer, D.F., Di Virgilio, G., Miller, J.T., González-Orozco, C.E., Knerr, N., Thornhill, A.H., Mishler, B.D. (2016) Range-weighted metrics of species and phylogenetic turnover can better resolve biogeographic transition zones. Methods Ecol Evol, 7: 580-588.

40. Law, B., Caccamo, G., Roe, P., Truskinger, A., Brassil, T., Gonsalves, L., McConville, A., Stanton, M. (2017) Development and field validation of a regional, management-scale hábitat model: A koala *Phascolarctos cinereus* case study. Ecol Evol., 7:7475–7489.

41. Lehtomäki, J., & Moilanen, A. (2013) Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. Environmental Modelling and Software. 47. 128-137.

42. Luebert, F. & Pliscoff, P. (2006) Los límites del clima mediterráneo en Chile. Chagual 4: 64-69.

43. Luebert, F. & Pliscoff, P. (2017) Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

44. Mace, G.M., Reyers, B., Alkemade, R., Biggs, R., Stuart, F., Cornell, S., Díaz, S., Jennings, S., Leadley, P., Mumby, P.J., Purvis, A., Scholes, R.J., Seddon, A.W.R., Solan, M., Steffen, W., Woodward, G. (2014) Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. Global Environmental Change 28: 1–21.

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

46. Mateo, R.G., Felicísimo, A.M., Muñoz, J. (2011) Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. Revista Chilena de Historia Natural, 84, 217-240.

47. Ministerio de Medio Ambiente, MMA. (2017) Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2030. Santiago de Chile.

48. Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A., González, M. (2016) Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. Regional Environmental Change, 17(1), 285–297.

49. Miranda, A., Lara, A., Altamirano, A., Zamorano-Elgueta, C., Hernández, H.J., González, M.E., Pauchard, A., Promis, A. (2018) Monitoreo de la superficie de los bosques nativos de Chile: un desafío pendiente. Bosque (Valdivia), 39(2), 265-275.

50. Mishler, B.D., Knerr, N., González-Orozco, C.E., Thornhill, A.H., Laffan, S.W., Miller, J. T. (2014) Phylogenetic measures of biodiversity and neo- and paleo-endemism in Australian Acacia. Nat. Commun. 5, 1–10.

51. Mitchel, A. (2005) The ESRI Guide to GIS analysis, Volume 2: Spartial measurements and statistics. ESRI Guide to GIS analysis.

52. Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T., Gascon, C. (2011) Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: Zachos F., Habel J. (eds) Biodiversity Hotspots. Springer, Berlin, Heidelberg.

53. Moilanen, A., Franco, A.M.A., Early, R.E., Fox, R., Wintle, B.A., Thomas, C.D. (2005) Prioritizing multiple-use landscapes for conservation. Proceedings of the Royal Society of London Series B 272, 1885–1891.

54. Moilanen, A. (2008) Generalized Complementarity and Mapping of the Concepts of Systematic Conservation Planning. Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology. 22. 1655-8.

55. Moreira-Muñoz, A. (2011) Plant Geography of Chile. Nueva York. Springer. Series: Plant and vegetation, 5:320.

56. Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403, 853–858.

57. Newbold, T., Reader, T., El-Gabbas, A., Berg, W., Shohdi, W.M., Zalat, S., Din, S., Gilbert, F. (2010) Testing the accuracy of species distribution models using species records from a new field survey. Oikos. 119. 1326–1334.

58. Orme, C.D., Davies, R.G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V.A., Webster, A.J., Ding, T.S., Rasmussen, P.C., Ridgely, R.S., Stattersfield, A.J., Bennett, P.M., Blackburn, T.M., Gaston, K.J. & Owens, I.P. (2005) Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. Nature, 436, 1016–1019.

59. Pauchard, A. & Villarroel, P. (2002) Protected areas in Chile: history, current status and challenges. Natural Areas Journal, 22:318–330.

60. Peterman, W.E., Crawford, J.A., Kuhns, A.R. (2013) Using species distribution and occupancy modeling to guide survey efforts and assess species status. Journal for Nature Conservation 21:114-121.

61. Petit, I., Campoy, A.N., Hevia, M.J., Gaymer, C., Squeo, F. (2018) Protected areas in Chile: Are we managing them? Revista Chilena de Historia Natural. 91.

62. Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modelling of species geographic distributions. Ecological Modeling, 190:231-259.

63. Pio, D.V., Broennimann, O., Barraclough, T.G., Salamin, N. (2011) Spatial predictions of phylogenetic diversity in conservation decision making. Conserv. Biol. 25, 1229–1239.

64. Pio, D.V., Engler, R., Linder, H.P., Monadjem, A., Cotterill, F.P.D., Taylor, P.J., Schoeman, M.C., Price, B.W., Villet, M.H., Eick, G., Salamin, N., Guisan, A., (2014) Climate change effects on animal and plant phylogenetic diversity in southern Africa. Glob. Chang. Biol. 20, 1538–1549.

65. Pliscoff, P. & Fuentes-Castillo, T. (2011a) Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. Revista de Geografía Norte Grande, 79:61–79.

66. Pliscoff, P. & Fuentes-Castillo, T. (2011b) Representativeness of terrestrial ecosystems in Chile's protected area system. Environmental Conservation, 38:303–311.

67. Pliscoff, P., Luebert, F., Hilger, H.H., Guisan, A. (2014) Effects of alternative sets of climatic predictors on species distribution models and associated estimates of extinction risk: A test with plants in an arid environment. Ecological Modelling, 288:166-177.

68. Pliscoff, P. (2015) Aplicación de los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) para la evaluación de riesgo de los ecosistemas terrestres de Chile. Informe técnico, Ministerio de Medio Ambiente, Santiago.

69. Pollock, L.J., Thuiller, W., Jetz, W. (2017) Large conservation gains possible for global biodiversity facets. Nature 546:141–144.

70. Pressey, R.L. (2004) Conservation planning and biodiversity: assembling the best data for the job. ConservationBiology 18: 1677–1681.

71. Pressey, R.L., Cabeza, M, Watts, M., Cowling, R., Wilson, K. (2007) Conservation planning in a changing world. Trends in ecology & evolution. 22. 583-92.

72. Richardson, D.M. & Whittaker, R.J. (2010) Conservation biogeography - foundations, concepts and challenges. Diversity and Distributions, 16(3):313-320.

73. Rivas-Martínez, S. (2008) Global bioclimatics. Phytosociological Research Center, Madrid.

74. Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J. (2009) Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. Ecol. Soc. 14, 32.

75. Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool, L.D.C., Da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Long, J.S., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.H., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Yan, X. (2004a) Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. Nature, 428, 640–643.

76. Rodrigues, A.S.L., Akcakaya, H.R., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Chanson, T.M., Fishpool, L.D.C., Da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.H.,

Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Yan, X. (2004b) Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. Bioscience, 54, 1092–1100.

77. Rodríguez, R., Marticorena, C., Alarcón, D., Baeza, C., Cavieres, L., Finot, V.L., Fuentes, N., Kiessling, A., Mihoc, M., Pauchard, A., Ruiz, E., Sanchez, P., Marticorena, A. (2018) Catálogo de las plantas vasculares de Chile. Gayana. Botánica, 75(1), 1-430.

78. Rosauer, D.F., Laffan, S.W., Crisp, M.D., Donnellan, S.C., Cook, L.G. (2009) Phylogenetic endemism: a new approach for identifying geographical concentrations of evolutionary history. Molecular Ecology 18: 4061–72.

79. Rosauer, D.F., Pollock, L.J., Linke, S., Jetz, W. (2017) Phylogenetically informed spatial planning is required to conserve the mammalian tree of life. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 284:20170627.

80. Rundel, P.W., Arroyo, M.T.K., Cowling, R.M., Keeley, J.E., Lamont, B.B., Vargas, P. (2016) Mediterranean Biomes: Evolution of Their Vegetation, Floras, and Climate. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 47(1), 383–407.

81. Salemi, M. & Vandamme, A. (2003) The phylogenetic handbook. A practical approach to DNA and protein phylogeny. Cambridge University Press, Cambridge.

82. Sarkar, S., & Illoldi-Rangel, P. (2010) Systematic conservation planning: an updated protocol. Natureza & Conservação 8.1: 19-26.

83. Sechrest, W., Brooks, T.M., da Fonseca, G.A.B., Konstant, W.R., Mittermeier, R.A., Purvis, A., Rylands, A.B., Gittleman, J.L. (2002) Hotspots and the conservation of evolutionary history. PNAS, 99:17–21.

84. Scherson, R.A., Albornoz, A.A., Moreira-Muñoz, A.S., Urbina-Casanova, R. (2014) Endemicity and evolutionary value: a study of Chilean endemic vascular plant genera. Ecol. Evol. 4, 806–816.

85. Scherson, R.A., Thornhill, A.H., Urbina-Casanova, R., Freyman, W.A., Pliscoff, P.A., Mishler, B.D. (2017) Spatial phylogenetics of the vascular flora of Chile. Molecular Phylogenetics and Evolution, 112, 88–95.

86. Scherson, R.A. (2018) Capítulo 5: Medidas basadas en filogenias como argumentos de selección de taxa y áreas para la conservación aplicadas a la flora nativa de Chile; en “Metodologías para la Conservación de la Biodiversidad en Chile”.

87. Scherson, R.A., Fuentes-Castillo, T., Urbina-Casanova, R., Pliscoff, P. (2018) Phylogeny-based measures of biodiversity when data is scarce: Examples with the vascular flora of Chile and California. In R. Scherson & D. Faith (Eds.), Phylogenetic Diversity. Applications and Challenges in Biodiversity Science (1st ed., pp. 131–144). Springer International Publishing.

88. Schulz, J., Cayuela, L., Echeverría, C., Salas, J., Benayas, J. (2010) Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). Applied Geography. 436-447.

89. Squeo, F.A., Letelier, L., Gaymer, C.F., Stoll, A., Smith-Ramírez, C., Miethke, S., Cundill, G., Lhermitte, S., Marquet, P.A., Samaniego, H.A., Guerrero, P., Arancio, G., Marticorena, A., López, D., Martínez, K. (2010) Estudio de Análisis de Omisiones y Vacíos de Representatividad en los Esfuerzos de Conservación de la Biodiversidad en Chile [GAP-Chile 2009]. Santiago (Chile): Informe final para Comisión Nacional de Medio Ambiente, Santiago. 261 p.

90. Squeo, F., Estevez, R., Stoll, A., Gaymer, C., Letelier-Gálvez, L., Sierralta, L. (2012) Towards the creation of an integrated system of protected areas in Chile: Achievements and challenges. Plant Ecology & Diversity. 5. 233-243.

91. Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S., Fetzer, I., Bennett, E., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Wit, C.A., Folke, C., Mace, G., Persson, L.M., Veerabhadran, R., Reyers, B., Sörlin, S. (2015) Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. Science, 347(6223).

92. Thornhill, A.H., Mishler, B.D., Knerr, N.J., González-Orozco, C.E., Costion, C.M., Crayn, D.M., Laffan, S.W., Miller, J.T. (2016) Continental-scale spatial phylogenetics of Australian angiosperms provides insights into ecology, evolution and conservation. J. Biogeogr. 43, 2085–2098.

93. Thornhill, A.H., Baldwin, B.G., Freyman, W.A., Nosratinia, S., Kling, M.M., Morueta-Holme, N., Madsen, T., Ackerly, D.D., Mishler, B.D. (2017) Spatial phylogenetics of the native California flora. BMC Biology, 15(1), 96.

94. Thuiller, W., Lavergne, S., Roquet, C., Boulangeat, I., Lafourcade, B., Araujo, M.B. (2011) Consequences of climate change on the tree of life in Europe. Nature 470, 531–534.

95. Tognelli, M.F., Ramirez de Arellano, P.I., Marquet, P.A. (2008) How well do the existing and proposed reserve networks represent vertebrate species in Chile?. Diversity and Distributions 14: 148–158.

96. Underwood, E.C., Klausmeyer, K.R., Cox, R.L., Busby, S.M., Morrison, S.A., Shaw, M.R. (2009) Expanding the global network of protected areas to save the imperiled mediterranean biome. Conserv Biol. 2009;23(1):43-52.

97. Urbina-Casanova, R., Luebert, F., Pliscoff, P., Scherson, R.A. (2016) Assessing floristic representativeness in the protected areas national system of Chile: Are vegetation types a good surrogate for plant species? Environmental Conservation, 43(3):199-207.

98. Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J., Williams, P.H. (1991) What to protect? Systematics and the agony of choice. Biological Conservation, 55(3):235–254.

99. Véron, S., Saito, V., Padilla-García, N., Forest, F., Bertheau, Y. (2019) The use of phylogenetic diversity in conservation biology and community ecology: a common base but different approaches. The Quarterly Review of Biology. 94. 123-148.

100. 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. Rev. Chil. Hist. Nat. 74, 793–803.

101. Villagrán, C. & Hinojosa, L.F. (1997) Historia de los bosques del sur de Sudamérica, II: Análisis fitogeográfico. Rev. Chil. Hist. Nat. 70, 241–267.

102. Villagrán, C. & Hinojosa, L.F. (2005) Esquema biogeográfico de Chile. En: Llorente, J. & Morrone, J.J.: “Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines”, 551-557.

103. Villagrán, C., Armesto, J.J. (2005) Fitogeografía histórica de la Cordillera de la Costa de Chile. En: Smith-Ramirez, C., Armesto, J.J., Valdovinos, C. (Eds.), Historia, biogeografía y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, pp. 99–115.

104. Whittaker, R.J., Araújo, M.B., Jepson, P., Ladle, R.J., Watson, J.E.M., Willis, K.J. (2005) Conservation Biogeography: assessment and prospect. Diversity and Distributions, 11, 3–23.

105. Wilson, K.A., McBride, M.F., Bode, M., Possingham, H.P. (2006) Prioritizing global conservation efforts. Nature 440, 337–340.

106. Winter, M., Devictor, V., Schweiger, O. (2013) Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? Trends in Ecology and Evolution 28:199–204.

107. Zuloaga, F.O., Morrone, O., Belgrano, M.J. (2008) Catálogo de las plantas vasculares del cono Sur (Argentina, Sur de Brasil, Paraguay y Uruguay). Volumen 2. Dicotyledoeae: Acanthaceae-fabaceae (Abarema-Schizolobium). Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden, St. Louis Missouri: 1–2286.

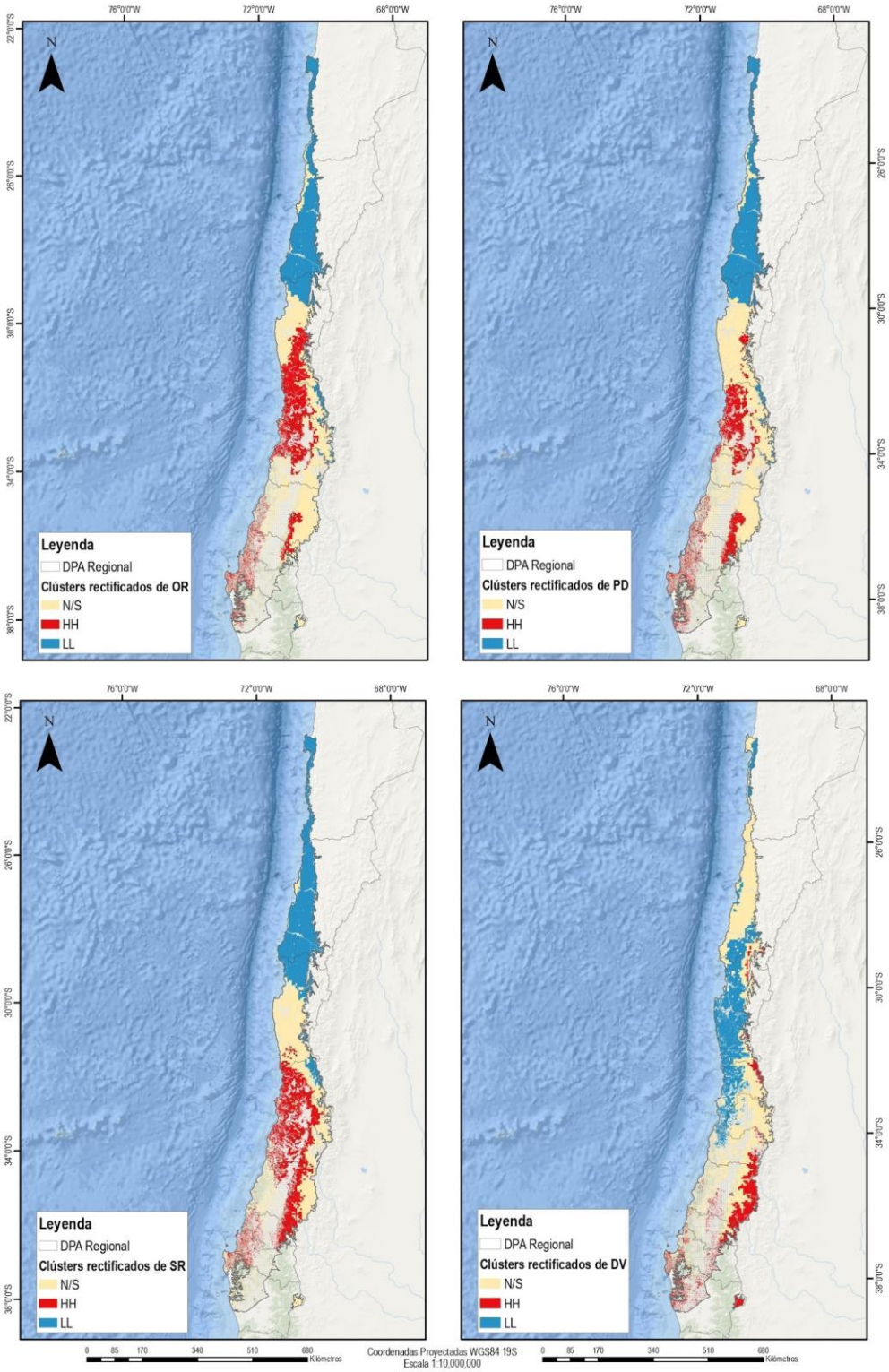
108. Zurell, D., Franklin, J., König, C., Bouchet, P.J., Dormann, C.F., Elith, J., Fandos, G., Feng, X., Guillera-Arroita, G., Guisan, A., Lahoz-Monfort, J.J., Leitão, P.J., Park, D.S., Peterson, A.T., Rapacciuolo, G., Schmatz, D.R., Schröder, B., Serra-Diaz, J.M., Thuiller, W., Yates, K.L., Zimmermann, N.E., Merow, C. (2020) A standard protocol for reporting species distribution models. Ecography. 43: 1-17.

Anexos

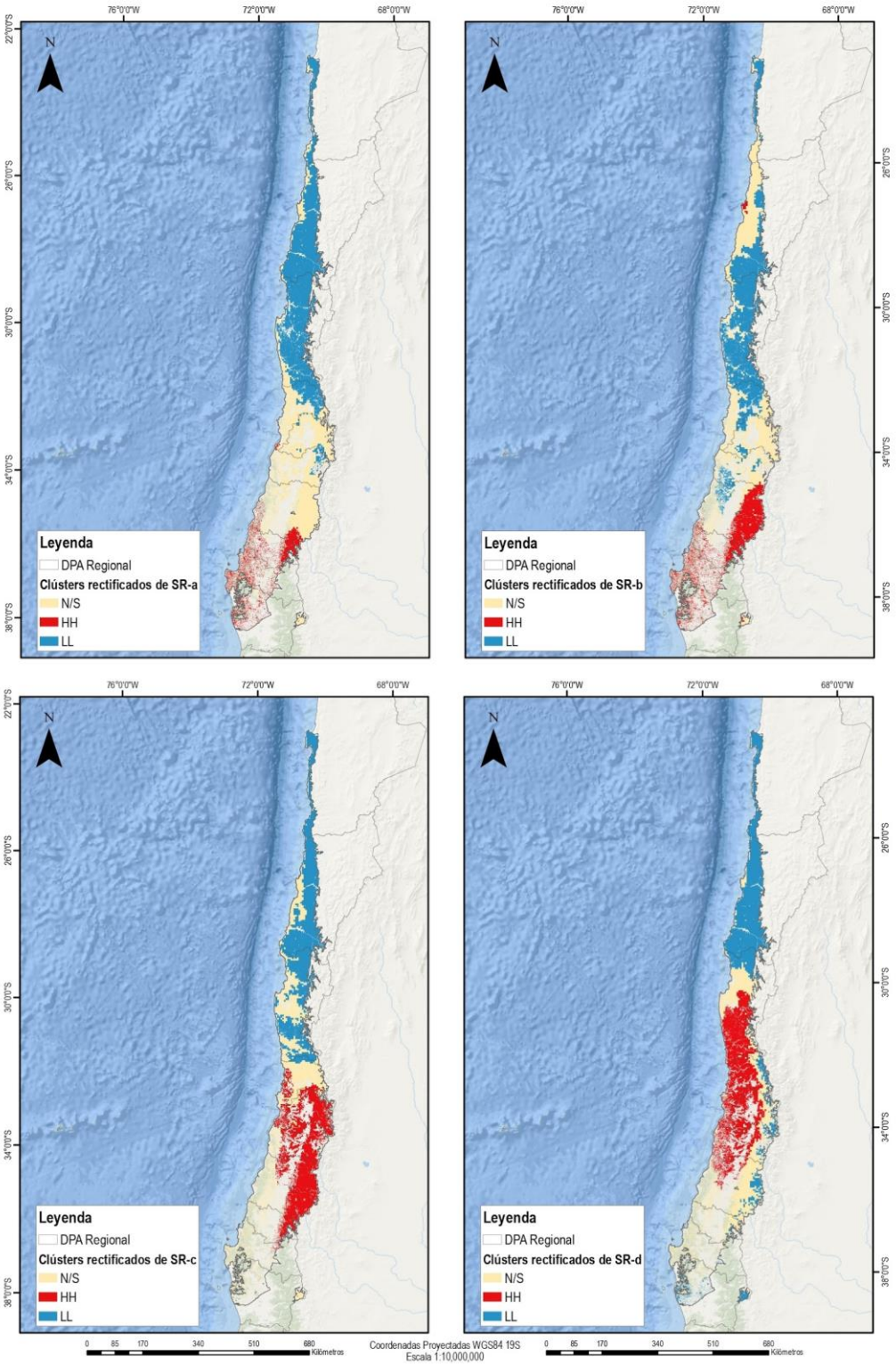
Anexo N°1: Tabla que representa el nombre y la numeración (Figura N°7) de las ASP oficiales (PN: Parque Nacional; RN: Reserva Nacional; MN: Monumento Natural; SN: Santuario de la Naturaleza), según la región político-administrativa en la que se encuentran, dentro de la zona mediterránea chilena.

Región	Categoría y nombre de las ASP oficiales
Antofagasta	(1) PN Morro Moreno - (2) MN La Portada - (3) RN La Chimba – (4) MN Paposo Norte
Atacama	(5) PN Pan de Azúcar - (6) SN Granito Orbicular – (7) PN Llanos de Challe
Coquimbo	(8) SN Estero Derecho – (9) MN Pichasca – (10) SN Humedales de Tongoy – (11) PN Fray Jorge - (12) RN Las Chinchillas – (13) SN Raja de Manquehua y Poza Azul – (14) SN Laguna Conchalí – (15) SN Área de Palma Chilena de Monte Aranda – (16) SN Quebrada Llau Llau
Valparaíso	(17) SN Serranía El Ciprés – (18) SN Las Petras de Quintero y su Entorno – (19) RN Río Blanco – (20) PN La Campana – (21) SN Campo Dunar Punta de Concón – (22) SN Palmar El Salto – (23) SN Acantilados Federico Santa María – (24) RN Lago Peñuelas - (25) SN Humedal de Tunquén – (26) SN Quebrada de Córdova – (27) SN Laguna El Peral – (28) RN El Yali
Metropolitana	(29) SN Sector del Cerro El Roble – (30) SN Los Nogales – (31) SN Yerba Loca - (32) SN Quebrada de la Plata - (33) SN Predios San Francisco de Lagunilla y Quillayal - (34) MN El Morado - (35) SN Predio Cascada Las Ánimas - (36) SN Las Torcazas de Pirque - (37) RN Río Clarillo - (38) SN El Ajial - (39) SN Horcón de Piedra (Fundo Rinconada de Chocalán) - (40) SN Altos de Cantillana (Sector Horcón de Piedra) - (41) SN San Juan de Piche - (42) RN Roblería del Cobre de Loncha
O'Higgins	(43) PN Palmas de Cocalán - (44) SN Cerro Poqui - (45) RN Río Cipreses - (46) SN Alto Huemul
Maule	(47) RN Laguna Torca- (48) SN Laguna Torca- (49) SN Humedales Costeros de Putú-Huenchullami - (50) SN Rocas de Constitución - (51) PN Radal Siete Tazas - (52) RN Radal Siete Tazas - (53) RN Altos de Lircay - (54) SN Predio El Morrillo - (55) RN Los Bellotos - (56) SN Cajón del Río Achibueno - (57) RN Los Ruiles - (58) SN Humedal de Reloca - (59) RN Federico Albert - (60) RN Los Queules
Ñuble	(61) RN Los Huemules – (62) SN Predio Los Huemules de Niblinto - (63) RN Ñuble
Biobío	(64) SN Península de Hualpén - (65) RN Nonguén
Araucanía	(66) RN Alto Biobío – (67) MN Contulmo

Anexo N°2: Mapa que representa a los clústeres de OR, PD, SR y DV, obtenidos luego de que el área de estudio fuera rectificada, mediante la eliminación de los usos no aptos para la presencia de las especies.



Anexo N°3: Mapa que representa a los clústeres de SR-a, SR-b, SR-c y SR-d, obtenidos luego de que el área de estudio fuera rectificada, mediante la eliminación de los usos no aptos para la presencia de las especies.



Anexo N°4: Tabla que representa la presencia (X) de las ASP oficiales (PN, RN, MN, SN) en los *hotspots* de OR, PD, SR, DV, SR-a, SR-b, SR-c y SR-d. El número se relaciona con la ubicación geográfica de cada ASP oficial presente en la Figura N°7. Celdas marcadas en amarillo, corresponden a ASP dentro del 5% de los valores más altos del *hotspot* correspondiente.

N°	ASP Oficial	Categoría	Hotspots							
			OR	PD	SR	DV	SR-a	SR-b	SR-c	SR-d
9	Pichasca	SNASPE - MN								X
12	Las Chinchillas	SNASPE - RN	X							X
13	Raja de Manquehua - Poza Azul	SN	X	X						X
14	Laguna Conchalí	SN	X							
15	Área de Palma Chilena de Monte Aranda	SN	X							X
16	Quebrada Llau Llau	SN	X							X
17	Serranía el Ciprés	SN	X	X	X					X
18	Las Petras de Quintero y su Entorno	SN	X	X	X				X	X
19	Río Blanco	SNASPE - RN							X	X
20	La Campana	SNASPE - PN	X	X	X				X	X
21	Campo dunar de la punta de Concón	SN	X	X	X					
22	Palmar El Salto	SN	X	X	X				X	X
23	Acantilados Federico Santa María	SN	X	X	X					
24	Lago Peñuelas	SNASPE - RN	X	X	X				X	X
25	Humedal de Tunquén	SN	X	X	X					X
26	Quebrada de Córdova	SN	X	X	X					X
27	Laguna El Peral	SN	X	X	X				X	X
28	El Yali	SNASPE - RN	X	X	X		X		X	X
29	Sector del Cerro El Roble	SN	X	X	X					X
30	Los Nogales	SN			X				X	X
31	Yerba Loca	SN	X		X	X			X	X
32	Quebrada de La Plata	SN	X	X	X				X	X
33	Predios San Francisco de Lagunilla y Quillayal	SN	X	X	X				X	X
34	El Morado	SNASPE - MN							X	
35	Predio Cascada de las Ánimas	SN			X				X	X
36	Las Torcazas de Pirque	SN	X	X	X				X	X
37	Río Clarillo	SNASPE - RN	X	X	X	X			X	X
38	El Ajial	SN	X	X	X				X	X
39	Horcón de Piedra (Fundo Rinconada de Chocalán)	SN	X	X	X				X	X
40	Predio Sector "Altos de Cantillana - Horcón de Piedra	SN	X	X	X				X	X
41	San Juan de Piche	SN	X	X	X				X	X
42	Roblería del Cobre de Loncha	SNASPE - RN	X	X	X				X	X
43	Palmas de Cocalán	SNASPE - PN	X	X	X				X	X
44	Cerro Poqui	SN	X	X	X				X	X
45	Río Cipreses	SNASPE - RN			X	X			X	X
46	Alto Huemul	SN			X	X		X	X	
47	Laguna Torca	SNASPE - RN								X
48	Laguna Torca	SN								X
49	Humedales Costeros de Putú-Huenchullami	SN	X	X						
50	Rocas de Constitución	SN	X	X						
51	Radal Siete Tazas	SNASPE - PN			X	X		X	X	
52	Radal Siete Tazas	SNASPE - RN			X			X	X	
53	Altos de Lircay	SNASPE - RN	X	X	X	X		X	X	
54	Predio El Morrillo	SN			X	X		X	X	
55	Los Bellotos	SNASPE - RN	X	X	X			X	X	
56	Cajón del río Achibueno	SN	X	X	X	X	X	X	X	
57	Los Ruiles	SNASPE - RN	X	X		X	X	X		
58	Humedal de Reloca	SN	X	X	X		X	X		
59	Federico Albert	SNASPE - RN	X	X	X		X			
60	Los Queules	SNASPE - RN	X	X			X	X		
61	Los Huemules	SNASPE - RN	X	X	X	X	X	X	X	
62	Predio Los Huemules del Niblinto	SN	X	X	X	X	X	X	X	
63	Ñuble	SNASPE - RN			X	X	X	X	X	
64	Península de Hualpén	SN	X	X	X		X	X		
65	Nonguén	SNASPE - RN	X	X	X	X	X	X		
66	Alto Biobío	SNASPE - RN				X				
67	Contulmo	SNASPE - MN	X	X		X	X	X		

Anexo N°5: Tabla que representa el nombre de las áreas silvestres prioritarias (SPC: Sitio Prioritario para la Conservación; BNP: Bien Nacional Protegido; ICP: Iniciativa de Conservación Privada), según la región político-administrativa en la que se encuentran, dentro de la zona mediterránea chilena (Ver Figura N°15).

Región	Categoría y nombre de las áreas silvestres prioritarias
Antofagasta	SPC Península de Mejillones – BNP Península de Mejillones
Atacama	BNP Cerro Ballena – BNP Desierto Florido – SPC Estuario Río Huasco y Carrizal – BNP Granito Orbicular – SPC Lagunas Altoandinas (Grande y Valeriano) – BNP Morro-Desembocadura Río Copiapó – BNP Quebrada Leones – SPC Zona Desierto Florido
Coquimbo	SPC Cerro Santa Inés y Costa de Pichidangui – ICP Comunidad Agrícola Estancia Estero Derecho – ICP Hacienda El Durazno – BNP Humedales de Tongoy – SPC Punta Teatinos-Caleta Hornos/Sector costero al norte de La Serena – SPC Quebrada de Culimo – SPC Red de Humedales Costeros de Comuna de Coquimbo – SPC Reserva Marina Punta de Choros – ICP Santuario de la Naturaleza y Sitio Ramsar Laguna de Conchalí
Valparaíso	SPC Altos de Petorca y Alicahue – ICP Bosque Rol 196 – SPC Bosques de Zapallar – ICP Cerro Viejo – SPC Cordillera El Melón – ICP Ecoreserva Los Pavos Reales – ICP Eladio Sobrino – SPC Laguna Verde – SPC Los Molles-Pichidangui – ICP Parque Andino Juncal – ICP Parque El Boldo (Bosques de Zapallar) – ICP Reserva Ecológica Oasis de La Campana – ICP Santuario de la Naturaleza El Roble (Asociación de comuneros de Caleu)
Metropolitana	SPC Altos del Río Maipo – ICP Cantalao – SPC Cordón de Cantillana – SPC El Morado – SPC El Roble – ICP Parque Natural Aguas de Ramón – ICP Predio Palmar de Lillahue – ICP Puente Ñilhue – ICP Quebrada de Macul – BNP Río Olivares – SPC Río Olivares-Colorado-Tupungato – ICP San Carlos de Apoquindo – ICP Santuario Altos de Cantillana – ICP Santuario Cascada de las Ánimas – ICP Santuario de la Naturaleza Las Torcazas de Pirque – ICP Santuario de la Naturaleza San Juan de Piche
O'Higgins	ICP AAVC Bosque Esclerófilo de Lolol – ICP El Perro - SPC Laguna de Bucalemu – SPC La Roblería/Cordillera de la Costa Norte y Cocalán – ICP Las Cardillas – SPC Las Cardillas – ICP Santuario Comunidad Alto Huemul (Fundo Rayenlemu y Fundo Huemul Alto) – SPC Topocalma
Maule	ICP AAVC Las Palmas de Hualañé – ICP AAVC Bosque Maulino con Queules y Pitaos de Ralbún-Copiulemu – ICP AAVC Bosque Maulino con Ruiles y Pitaos de Quivolgo – ICP AAVC Pajonales de Tilicura – ICP AAVC Palmas de Hualañé – SPC Altos de Achibueno – SPC Arcos de Calán – SPC Bosques de Ruil y Hualo de Curepto – SPC Bosques Nativos de Digua y Bullileo – ICP El Buchén – ICP Fundo El Canelillo de Rari – ICP Fundo El Desprecio – ICP Fundo Provoste – ICP Huillin - BNP Laguna del Maule – ICP La Pancora (Viña Apatalgua) – BNP Potrero Lo Aguirre – ICP Predio San Ignacio de la AVC Ciénagas del Name – ICP San Pedro Las Cañas – ICP Santuario de la Naturaleza El Morrillo – ICP Tierra Pura – SPC Tregualemu
Ñuble	ICP AAVC Huemules de Ñuble – SPC Cerro Cayumanque – ICP Los Pellines – SPC Nevados de Chillán – BNP Ranchillo Alto – ICP Santuario Huemules de Niblinto
Biobío	ICP AAVC Caramávida – ICP AAVC Chaura de Laraquete de las Corrientes – ICP AAVC Humedal Tubul Raqui – ICP AAVC Michay Araucano de Lleulleu – ICP AAVC Michay Araucano de Yane – ICP AAVC Pitao y Chaura de Laraquete de Chivilingo – ICP AAVC Pitao y Cipres Rio Lias – ICP AAVC Pitaos de la Isla – ICP AAVC Queules De Tomé Y Penco (antes Guay Guay) – ICP AAVC Sendero Las Lianas de Lebu – ICP AAVC Trongol – ICP El Eucalipto – ICP Fundo El Natri – ICP Fundo El Peral – SPC Fundo Nonguén – ICP Fundo Paillahue – ICP Fundo Rucamanqui – BNP Humedales de Isla Raqui – ICP Los Barros – ICP Los Notros – ICP Mañihuales – ICP Parque Eólico de Lebu – ICP Parque Jorge Alessandri/Fundo Escuadrón – SPC Quebrada Caramávida – ICP Santuario Parque Pedro del Río Zañartu (Fundo Hualpén)
Araucanía	ICP AAVC Cipreses y Lleuques de Rucapillán y San Antonio – ICP AAVC Villa Las Araucarias – SPC Cerro Adencul – ICP Fundo Pitrufquén – ICP Hijuela B María Ester (Andacul) – SPC Lago Budi – SPC Rucamanque – SPC Vegas de Purén

Anexo N°6: Tabla que representa la presencia (X) de las áreas silvestres prioritarias (ICP, BNP, SPC) en los *hotspots* de OR, PD, SR, DV, SR-a, SR-b, SR-c y SR-d. Las áreas están ordenadas considerando la latitud en la que se encuentran. Celdas marcadas en amarillo, corresponden a áreas prioritarias dentro del 5% de los valores más altos del *hotspot* correspondiente.

Áreas Silvestres Prioritarias	Categoría	Hotspots								Ranking Máx.	Ranking Máx.
		OR	PD	SR	DV	SR-a	SR-b	SR-c	SR-d	SRabcd	OTU
Península de Mejillones	BNP									0.106	0.063
Península de Mejillones	SPC									0.209	0.086
Granito Orbicular	BNP									-	0.319
Quebrada Leones	BNP									0.349	0.319
Cerro Ballena	BNP									0.604	0.328
Morro - Desembocadura Río Copiapó	BNP						X			0.595	0.301
Desierto Florido	BNP									0.378	0.133
Zona Desierto Florido	SPC									0.456	0.265
Estuario Río Huasco y Carrizal	SPC									0.511	0.253
Lagunas Altoandinas (Grande y valeriano)	SPC									0.095	0.028
Reserva Marina Punta Choros	SPC									0.326	0.211
Punta Teatinos-Caleta Hornos/Sector costero al Norte de la Serena	SPC									0.359	0.272
Red de Humedales Costeros de Comuna de Coquimbo	SPC									0.479	0.348
Comunidad Agrícola Estancia Estero Derecho	ICP									0.099	0.188
Humedales de Tongoy	BNP									-	0.346
Hacienda El Durazno	ICP	X							X	0.278	0.748
Santuario de la Naturaleza y sitio Ramsar Laguna Conchalí	ICP	X								*	*
Quebrada de Culimo	SPC	X	X	X					X	0.380	0.851
Cerro Santa Inés y Costa de Pichidangui	SPC	X		X					X	0.497	0.799
Los Molles (Los Molles - Pichidangui)	SPC	X		X					X	0.590	0.799
Altos de Petorca y Alicahue	SPC	X	X	X	X				X	0.318	0.928
Parque El Boldo (Bosques de Zapallar)	ICP	X	X	X				X	X	0.645	0.950
Bosques de Zapallar	SPC	X	X	X				X	X	0.659	0.958
Cordillera El Melón	SPC	X	X	X				X	X	0.727	1.000
Parque Andino Juncal	ICP				X					0.614	0.326
Reserva Ecológica Oasis de la Campana	ICP	X	X	X					X	0.429	0.998
Bosque Rol 196	ICP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sant De la Naturaleza el Roble (Asociación de comuneros de Caleu)	ICP	X	X	X					X	0.386	0.855
Ecoreserva Los Pavos Reales	ICP	X	X	X				X	X	0.691	0.958
Laguna Verde	SPC	X	X	X					X	0.721	0.998
Cerro Viejo	ICP	X	X	X					X	0.391	0.925
El Roble	SPC	X	X	X				X	X	0.692	0.996
Rio Olivares	BNP			X	X			X		0.729	0.762
Río Olivares - Río Colorado - Tupungato	SPC			X	X			X		0.824	0.647
Puente Ñilhue	ICP	X	X	X				X	X	0.731	0.819
San Carlos de Apoquindo	ICP	X	X	X				X	X	0.709	0.819
Eladio Sobrino	ICP	X	X	X					X	0.830	0.829
Parque Natural Aguas de Ramón	ICP	X	X	X				X	X	0.709	0.890
Cantalao	ICP	X	X	X				X	X	0.697	0.890
Quebrada de Macul	ICP	X	X	X				X	X	0.703	0.935
El Morado	SPC	X	X	X				X	X	0.804	0.899
Santuario de la Naturaleza Las Torcazas de Pirque	ICP	X	X	X				X	X	*	*
Santuario Cascada de las Ánimas	ICP			X				X	X	*	*
Santuario Altos de Cantillana	ICP	X	X	X				X	X	0.637	0.885
Predio Palmar de Lillahue	ICP	X		X				X	X	0.577	0.662
Cordón de Cantillana	SPC	X	X	X				X	X	0.788	0.974
Santuario de la Naturaleza San Juan de Piche	ICP	X	X	X				X	X	0.529	0.842
Altos de Río Maipo	SPC				X			X		0.720	0.507
Topocalma	SPC	X	X	X					X	0.842	0.947
La Roblería/Cordillera de la Costa Norte y Cocalán	SPC	X	X	X				X	X	0.788	0.913
El Perro	ICP			X					X	0.689	0.809
Laguna de Bucalemu	SPC			X					X	0.510	0.706
Las Cardillas	ICP			X				X	X	0.597	0.745
Las Cardillas	SPC			X				X	X	0.597	0.745
AAVC Pajonales De Tilicura	ICP			X					X	0.497	0.637
AAVC Bosque Esclerofilo De Lolol	ICP			X				X	X	0.455	0.579
Santuario Comunidad Alto Huemul	ICP			X	X		X	X		0.719	0.651
AAVC Palmas De Hualañé	ICP			X				X	X	0.483	0.595
La Pancora	ICP			X				X	X	0.545	0.625

Continuación Anexo N°6

Áreas Silvestres Prioritarias	Categoría	Hotspots								Ranking Máx.	Ranking Máx.
		OR	PD	SR	DV	SR-a	SR-b	SR-c	SR-d	SRabcd	OTU
Bosques de Ruil y Hualo de Curepto	SPC	X	X						X	0.585	0.779
El Buchén	ICP			X			X	X		0.680	0.737
AAVC Bosque Maulino Con Ruiles Y Pitaos De Quivolgo	ICP	X	X		X	X				0.761	0.985
San Pedro las Cañas	ICP	X	X		X	X	X			0.875	0.946
Fundo Provoste	ICP	X	X		X	X	X			0.875	0.965
Huillin	ICP	X	X			X				0.721	0.900
Santuario de la Naturaleza El Morrillo	ICP			X	X		X	X		0.802	0.791
Fundo el Desprecio	ICP	X	X		X	X				0.780	0.936
Predio San Ignacio de la AVC Ciénagas del Name	ICP	X	X			X				0.711	0.818
Tierra Pura	ICP	X	X	X			X	X		0.873	0.875
Fundo el Canelillo de Rari	ICP	X	X	X			X	X		0.892	0.924
Potrero Lo Aguirre	BNP				X		X	X		0.797	0.587
Arcos de Calán	SPC	X	X							-	0.934
Tregualemu	SPC	X	X			X	X			0.912	0.995
AAVC Bosque Maulino Con Queules Y Pitaos De Ralbún-Copiulemu	ICP	X	X		X	X	X			0.908	0.996
Altos de Achibueno	SPC	X	X	X	X	X	X	X		0.928	0.901
Laguna del Maule	BNP				X		X	X		0.818	0.356
Bosques Nativos de Digua y Bullileo	SPC	X	X	X	X	X	X	X		0.957	0.932
AAVC Queules De Tomé Y Penco	ICP	X	X	X	X	X	X			0.982	0.991
AVC Huemules de Ñuble	ICP	X	X	X	X	X	X	X		0.976	0.933
Nevados de Chillán	SPC	X	X	X	X	X	X	X		0.986	0.949
Cerro Cayumanque	SPC	X	X	X		X	X			0.937	0.987
Santuario Huemules de Niblinto	ICP	X	X	X	X	X	X	X		0.970	0.853
Santuario Parque Pedro del Río Zañartu (Fundo Hualpén)	ICP	X	X	X		X	X			0.971	0.989
Los Pellines	ICP	X	X	X		X	X	X		0.963	0.830
Fundo Nonguén	SPC	X	X	X	X	X	X			0.996	0.988
Parque Jorge Alessandri / Fundo Escuadron	ICP	X	X	X	X	X	X			0.998	0.991
Ranchillo Alto	BNP			X	X	X	X	X		0.992	0.626
Fundo Rucamanqui	ICP		X	X	X	X	X	X		0.977	0.793
AAVC Pitao Y Chaura De Laraquete De Chivilingo	ICP	X	X	X	X	X	X			0.999	0.996
AAVC Humedal Tubul Raqui	ICP	X	X	X						-	0.943
AAVC Pitao Y Cipres Rio Lias	ICP	X	X	X	X	X	X			0.993	0.996
Humedales de Isla Raqui	BNP	X	X	X	X	X	X			0.960	0.943
AAVC Chaura De Laraquete De Las Corrientes	ICP	X	X	X	X	X	X			0.999	0.996
AAVC Michay Araucano De Yane	ICP	X	X		X	X	X			0.963	0.930
AAVC Pitaos De La Isla	ICP	X	X	X	X	X	X			0.987	0.915
Los Barros	ICP	X	X	X	X	X	X			0.934	0.968
AAVC Sendero Las Lianas De Lebu	ICP	X	X		X	X	X			0.966	0.855
AAVC Trongol	ICP	X	X		X	X	X			0.986	0.970
Fundo Pitrufquen	ICP	X	X	X		X	X			0.910	0.946
Parque Eolico de Lebu	ICP		X		X	X	X			0.974	0.829
AAVC Caramavida	ICP	X	X	X	X	X	X			0.998	0.989
Quebrada Caramávida	SPC	X	X	X	X	X	X			0.995	0.988
AAVC Cipreses Y Lleuques De Rucapillán Y San Antonio	ICP	X	X		X	X	X			0.867	0.905
Mañihuales	ICP	X	X		X	X	X			0.985	0.959
Fundo Paillahue	ICP	X	X		X	X	X			0.985	0.961
Fundo El Natri	ICP	X	X		X	X	X			0.981	0.956
Los Notros	ICP	X	X		X	X	X			0.988	0.956
Vegas de Purén	SPC	X	X		X	X	X			0.939	0.894
El Eucalipto	ICP	X	X		X	X	X			0.962	0.882
Fundo El Peral	ICP	X	X		X	X	X			0.988	0.941
AAVC Michay Araucano de Lleulleu	ICP	X	X		X	X	X			0.983	0.907
Cerro Adencul	SPC				X	X	X			0.818	0.472
Hijuela B María Ester	ICP				X	X	X			0.808	0.336
AAVC Villa Las Araucarias	ICP		X		X	X	X			0.943	0.822
Rucamanque	SPC				X	X	X			0.900	0.512
Lago Budi	SPC		X		X	X	X			0.956	0.871

Anexo N°7: Tabla que representa los pisos vegetacionales amenazados (Pliscoff, 2015; Luebert & Pliscoff, 2017), presentes en los *hotspots* de las métricas estudiadas. Los acrónimos de los estados de conservación son VU= Vulnerable, EN= En Peligro y CR= En Peligro Crítico. Fuente: elaboración propia con base en Pliscoff, 2015.

Piso vegetacional	Estado de conservación	Presencia en ASP oficiales	Incluyendo ASP prioritarias
32. Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven – Prosopis chilensis*	VU	X	X
33. Bosque espinoso mediterráneo andino de *Acacia caven – Baccharis paniculata*	VU	X	X
34. Bosque espinoso mediterráneo costero de *Acacia caven – Maytenus boaria*	VU	X	X
35. Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven – Lithraea caustica*	EN		X
42. Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Lithraea caustica – Azara integrifolia*	CR	X	X
43. Bosque esclerófilo mediterráneo interior de *Lithraea caustica – Peumus boldus*	CR	X	X
44. Bosque esclerófilo mediterráneo andino de *Lithraea caustica – Lomatia hirsuta*	VU	X	X
45. Bosque esclerófilo psamófilo mediterráneo interior de *Quillaja saponaria – Fabiana imbricata*	CR		X
47. Bosque caducifolio mediterráneo interior de *Nothofagus obliqua – Cryptocarya alba*	CR	X	X
49. Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus glauca – Azara petiolaris*	CR		X
50. Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus glauca – Persea lingue*	CR	X	X
52. Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus obliqua – Gomortega keule*	CR	X	X
53. Bosque caducifolio mediterráneo de *Nothofagus obliqua – Persea lingue*	CR		X
54. Bosque caducifolio templado de *Nothofagus obliqua – Laurelia sempervirens*	CR		X
55. Bosque mixto mediterráneo costero de *Nothofagus dombeyi – Nothofagus obliqua*	CR	X	X
56. Bosque caducifolio templado costero de *Nothofagus alpina – Persea lingue*	CR		X
58. Bosque caducifolio templado andino de *Nothofagus alpina – Dasyphyllum diacanthoides*	EN		
71. Bosque laurifolio templado costero de *Aextoxicon punctatum – Laurelia sempervirens*	CR		X