



Análisis vegetacional del bosque nativo en la región mediterránea de la zona central de Chile: zona de estudio valle de Colliguay*

Vegetative analysis of native forest in the mediterranean region of central Chile: case study Colliguay valley

Historial del artículo

Recibido:

02 de diciembre de 2019

Revisado

30 de abril de 2020

Aceptado:

27 de mayo de 2020

Javier Arancibia Fortes^a, Juan Luis Araya Silva^b, Daniel Zunino Mardones^c

^a Escuela de Ingeniería en Medioambiente, Universidad de Valparaíso, Valparaíso, Chile. Correo electrónico: javier.arancibia@uv.cl

^b Programa de Bachillerato en Ciencias, Universidad de Santiago de Chile, Santiago, Chile

^c Gestión Ambiental Estratégica Consultores, Santiago, Chile

Palabras clave

Bosque esclerófilo, endemismo, solana, umbría

Resumen

El bosque esclerófilo de la zona central de Chile no solo otorga servicios ecosistémicos y/o paisajísticos, sino que es un hotspot de biodiversidad con un alto grado de endemismo, lo cual le confiere atributos ecológicos únicos. El objetivo del presente trabajo fue analizar y cuantificar los parámetros de diversidad vegetal del bosque esclerófilo de Colliguay con el fin de dar a conocer su patrimonio natural, y construir un marco referencial y conceptual para futuros planes de conservación de especies nativas. Para llevar a cabo el estudio se efectuó un dimensionamiento mediante sistemas de información geográficos (SIG) del bosque esclerófilo, en el cual se efectuaron transectos de 100 metros en laderas de solana y umbría haciendo un catastro de la flora existente y catalogándola según taxonomía, origen y estado de conservación. Posteriormente se efectuó un perfil de especies para cada ladera, analizando la riqueza y abundancia. Los resultados indicaron un alto grado de endemismo, así como la presencia de especies en peligro de extinción. Además, hubo claras diferencias ecológicas entre las laderas de solana y umbría cuyas condiciones físicas son determinantes en la distribución de las especies vegetales. A pesar de la fragmentación existente, los parches de bosque esclerófilo continúan manteniendo su identidad con especies con marcada afinidad a la luminosidad y la sombra, lo cual es un indicio de la resiliencia existente en este sector de la región de Valparaíso. La evidencia demuestra que este bosque es un remanente de primitivos bosques por lo que necesita mecanismos de protección y conservación.

Keywords

Sclerophyllous forest, endemism, sunny spot, shady hillside

Abstract

The sclerophyllous forest of the Central zone of Chile not only offers ecosystem and/or landscape services, but it is also a biodiversity hotspot with a high degree of endemism, which confers it unique ecologic attributes. The aim of this work was to analyze and quantify the parameters of vegetation diversity of the sclerophyllous forest in Colliguay, to introduce its natural patrimony and build a reference and conceptual framework for future conservation plans for native species. To carry out the survey, a dimensioning through geographic information systems (GIS) was made on the sclerophyllous forest, with transepts of 100 meters on sunny spot and shady hillside, obtaining a registry of the existing flora and cataloging it according to taxonomy, origin and conservation status. Subsequently, a species profile was developed for each hillside, analyzing the richness and abundance of them. The results indicate a high degree of endemism, and the presence of endangered species. Besides, there were clear ecologic differences between sunlight and shade hillsides, whose physical conditions are determinant in the distribution of vegetable species. Despite the existing fragmentation, the patches of the sclerophyllous forest continue keeping their identity with species with a remarkable affinity to lightness and shade, which is an indication of the existing resilience in this sector of the Valparaiso region. Evidence shows that this forest is a remnant of primitive forests, so it needs protection and conservation mechanisms.

Introducción

La biodiversidad forestal sustenta una amplia gama de bienes y servicios necesarios para el bienestar humano (Mamipour, Yahoo & Jalalvandi, 2019). Además, constituye un elemento relevante para el análisis de sus beneficios ecosistémicos, entre los que se encuentran: sustentar la estructura y dinámica poblacional, actuar como zona de interfaz entre ecorregiones, evitar los procesos erosivos y mantener los ciclos biogeoquímicos (Rodríguez et al., 2016). Esto último cobra especial relevancia por los efectos del cambio climático (Bonfante, Terribile & Bouma, 2019), debido a que los árboles absorben carbono durante su crecimiento (Ning & Sun, 2019) y de esta forma no solo disminuyen la concentración de CO₂, sino que además incrementan las reservas de carbono aumentando la biomasa y permitiendo la sostenibilidad de la abundancia y riqueza mediante la recuperación de los nichos ecológicos (Fuentes-Castillo et al., 2018; Soto, Puettmann, Fuentes & Jacobs, 2019).

Sin embargo, los bosques en Chile están siendo utilizados y/o cosechados para suplir la demanda de productos derivados de la madera y el papel (Altamirano & Lara, 2010), mediante su reemplazo por plantaciones homogéneas de *Eucalyptus and Pinus spp.* (McWethy et al., 2018), lo cual ha disminuido tanto su resiliencia como su biodiversidad (Álvarez-Garretón, Lara, Boisier & Galleguillos, 2019). Asimismo, los bosques mediterráneos de la zona central de Chile tienen una extensa historia de degradación por incendios forestales, sustitución por áreas agrícolas, extracción de carbón y expansión de áreas urbanas (Bown, Fuentes & Martínez, 2018). A lo anterior se deben sumar los efectos del cambio climático, cuya consecuencia más visible -en el caso de la zona mediterránea de Chile- ha sido la reducción sistemática de las lluvias desde la mitad del siglo XX, e intensificada desde la década de 1970 (Garreaud et al., 2019; Rivera & Arnould, 2020). Esto ha ocasionado una megasequía en toda la zona centro-sur del país, con una importante contribución provocada por la actividad antropogénica, la cual es responsable en un 25% de la reducción de las precipitaciones observadas desde el año 2010 (Boisier, Rondanelli, Garreaud & Muñoz, 2015). Este fenómeno puede traer consigo otros peligros como el aumento de incendios forestales, contaminación de las aguas superficiales y subsuperficiales, pérdida de humedad y desnutrición de los suelos, disminución de calidad de las aguas entre otros (Paulo, Rosa & Pereira, 2012).

Estos bosques presentan una gran diversidad de vegetación endémica, por lo cual han sido tipificados como *hotspot*, es decir, una zona de alta prioridad a la hora de tomar

decisiones en políticas de conservación del medioambiente (Manríquez, Mansilla, Figueroa & Moreira, 2019; Venegas-González, Roig, Gutiérrez, Peña-Rojas & Tomazello, 2018). En este escenario prospera el bosque esclerófilo, caracterizado por la presencia de especies de hoja dura, resistentes a los periodos de sequía -con el agua como factor limitante debido a la presencia de precipitaciones solo en invierno y veranos secos (Becerra, Cruz, Ríos & Castelli, 2013)- con vegetación florísticamente muy rica tanto en especies leñosas como herbáceas (Brito-Rozas & Flores-Toro, 2014).

La cuenca del estero Puangue, en la región de Valparaíso, es una zona representativa de este tipo de bosques con un alto valor ecológico debido a que está inserto en uno de los 45 endemismos (Costa, 2007) que existen en la zona mediterránea de Chile (30° y 38° de latitud sur), pero con una alta sensibilidad ambiental a la desertificación (Huaico, 2018). Se inserta en la cordillera de la Costa entre los 500 y 700 metros de altitud flanqueado por cerros que superan los 1.500 metros entre los que se encuentran El Roble, La Chapa, Tábanos y Puertas de Piedras. En las zonas más planas se acumulan sedimentos, lo que permite el desarrollo de una abundante vegetación acuática y de algas verdes, que son parte del alimento de diversos grupos de animales y que también les sirven como hábitat o zonas de protección, resultando de gran importancia para la vida de invertebrados bentónicos, los cuales forman parte sustancial de la dieta de peces, anfibios y aves que se presentan en el estero. En este sector se encuentra el valle de Colliguay, que representa uno de los últimos remanentes de bosque semiárido con especies vegetales y animales endémicas lo cual le otorga un alto interés científico (Skewes, Trujillo & Guerra, 2017). Históricamente el bosque esclerófilo se explotó de forma intensiva con actividades de gran impacto ecológico como el carbón, el trigo y la ganadería. Con el correr de los años estas actividades se hicieron inviables a gran escala generando migración, lo que posibilitó cierta recuperación del bosque nativo (Glaría, 2013).

El conocimiento y caracterización de los componentes vegetacionales permitirá evaluar el estado actual de la zona con el fin de contar con una base para la comprensión de la capacidad de resiliencia del ecosistema, más aún, considerando el escenario (actual y futuro) generado por el cambio climático. Por ello, el presente estudio tiene como objetivo analizar y cuantificar los parámetros de diversidad vegetal del bosque esclerófilo de Colliguay no solo para dar a conocer y valorar su patrimonio natural y contribuir al conocimiento general de la flora de la ecorregión y del país, sino que además para constituir

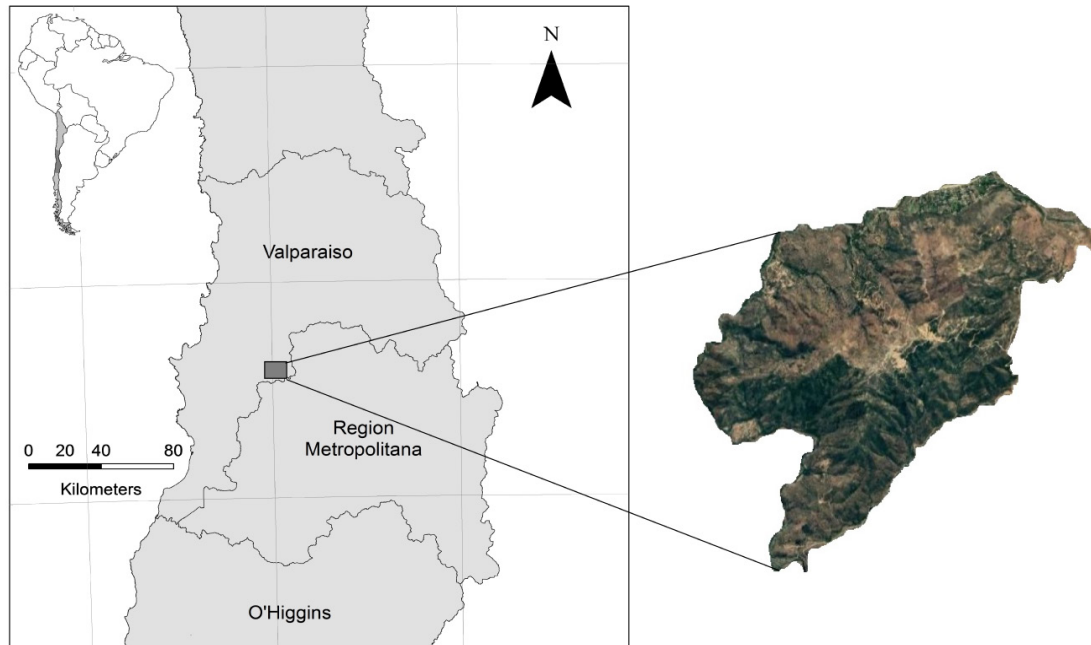


Figura 1. Área de trabajo. Se localiza en el seco interior de la zona central de Chile en la región de Valparaíso en la cuenca del río Maipo. El sector es un área montañosa con cerros y múltiples quebradas. Fuente: Elaboración propia (2019).

un marco referencial y conceptual para futuros planes de seguimiento, mitigación y conservación de especies nativas. Lo anterior se sustenta en el hecho de que las normas de manejo de un ecosistema deben estar basada en el conocimiento de la estructura y dinámica del mismo con el fin de generar un balance social y beneficios ecológicos (Almeida et al., 2019; Álvarez, Villagra, Cony, Cesca & Boninsegna, 2006).

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de trabajo se localiza en la porción semiárida de la zona bioclimática mediterránea en el área central de Chile al interior de región de Valparaíso (Figueroa et al., 2013; Hernández, Miranda, Arellano & Dobbs, 2016), específicamente en el valle de Colliguay ($33^{\circ},07' - 33^{\circ},14' S$ y $71^{\circ},15' - 71^{\circ},00' W$) (figura 1). Depende administrativamente del gobierno central cubriendo un aproximado de 27.000 hectáreas (ha). Ubicado en plena cordillera de la Costa en una zona donde coinciden los valles transversales con los longitudinales, dando origen a quebradas, entre ellas El Bellotal, Los Coiles y las alledañas al cerro La Chapa, las que contribuyen a crear una característica

geomorfológica muy especial y única para Chile. Con una gran biodiversidad, alto grado de endemismo y un estado crítico de conservación, esta región es uno de los 36 *hotspots* mundiales de biodiversidad (Médail et al., 2019) que alberga a aproximadamente 2.400 especies vegetales de las cuales el 23% son endémicas (Cowling, Rundel, Lamont, Arroyo & Arianoutsou, 1996). La antropización del sector con fines sociales y económicos ha generado un mosaico vegetacional heterogéneo (que incluye vegetación xerofita) donde aún es posible observar diferentes sucesiones ecológicas. El bosque está compuesto por especies nativas como *Quillaja saponaria*, *Lithrea caustica*, *Cryptocary alba* y *Peumus boldus*; aunque es posible observar vegetación generada por la actividad humana, como espinales y *Acacia caven* como resultado de la degradación del bosque esclerófilo (Schiappacasse, Nahuelhual, Vásquez & Echeverría, 2012).

Tipificación de especies vegetales

La zona de trabajo comprendió tres áreas: la primera, el estero Puangue y sus riberas desde su inicio en la confluencia de los esteros Los Yuyos y Providencia, hasta el badén de Cerro Viejo. La segunda, las laderas de los cerros que llegan al estero y la tercera corresponde a la vertiente oriental del

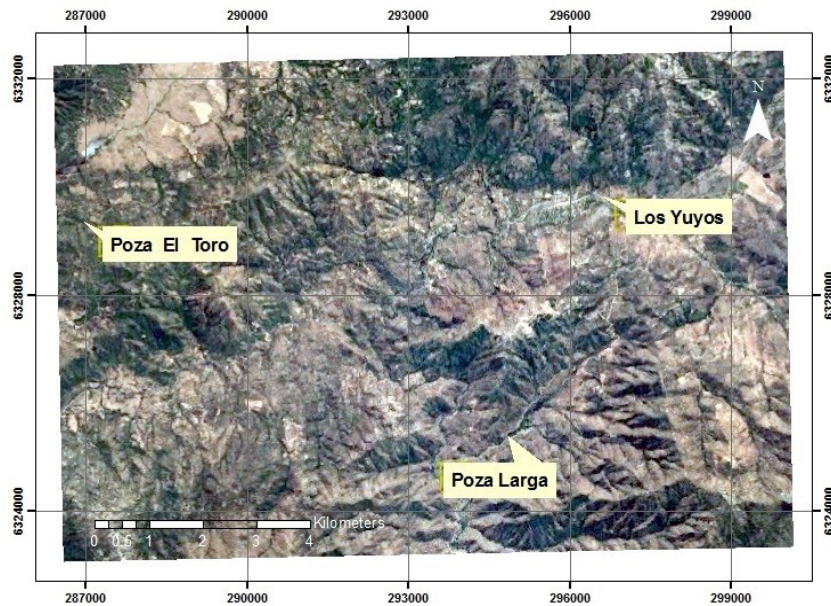


Figura 2. Geolocalización de las zonas de las transectas. Fuente: Elaboración propia (2019).

cerro La Chapa, especialmente referida a la parte alta del cerro. En estas zonas se catalogó la flora vascular observada según la nomenclatura de especies de Zuloaga, Morrone & Rodríguez (1999) prefiriéndose la nomenclatura "antigua" de las especies por ser la más difundida. En cuanto a la clasificación por origen, se registró como endémica (E), nativa (N) y advena (A) (Rodríguez et al., 2018) y en cuanto a su estado de conservación se clasificó como en peligro (EP), vulnerable (V), fuera de peligro e insuficientemente conocida (IC) (DS N°79, 2018; DS N°29, 2012).

Análisis de la biodiversidad

La evaluación en campo se efectuó en diciembre de 2016. Se realizó estableciendo transectas de 100 metros en la ladera de solana y umbría a ambos lados del estero Puangue a lo largo de la gradiente altitudinal, siguiendo un modelo de muestreo sistemático con arranque aleatorio (figura 2). La ubicación de la primera unidad de muestreo se escogió al azar, a partir de la cual se dispuso el resto de las siguientes unidades, identificando, contabilizando y referenciando las especies arbóreas, arbustivas, suculentas y epifitas a lo largo de la línea altitudinal (Ramos, Castro & Sánchez, 2015). En cada una de las transectas se registró la riqueza, la abundancia y la cobertura. Luego se calcularon densidad, dominancia y frecuencia, tanto absoluta como relativa. Se obtuvo el índice de riqueza específica de Margalef; índice de diversidad de Menhinick

(Keivan & Ghaffarzadeh, 2017; Rasool et al., 2018), el índice de dominancia y diversidad de Simpson, el índice de equidad de Shannon-Wiener (Abbate, Campbell, Kimmel & Kern, 2019; Wu et al., 2019) -cabe señalar que estos dos últimos no son colineales (Letelier, Valderrama, Stoll, García & González, 2017)- y Pielou, además de los índices de similitud biocenótica (Winer) y similitud taxonómica (Jaccard) para el sitio de estudio (Mendoza, Patalinghug & Divinagracia, 2019). La diversidad es el número de especies en una unidad de área que se mide a través de dos métodos: la riqueza específica basada en la cantidad de especies presentes (Walther & Morand, 1998) y la estructural que mide la distribución mediante el perfil vegetacional de ladera. Cabe recalcar que existen distintos tipos de diversidad: la local o diversidad α (alfa), la diferenciación de la diversidad entre áreas o diversidad β (beta) y la diversidad γ (gamma) que reúne a las dos anteriores. En este estudio se utiliza la diversidad alfa, que es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que se considera homogénea (Campo & Duval, 2014). Para evaluar la relación general entre la diversidad, riqueza (S) y abundancia de especies (N), se utilizó un análisis multivariado a través de un conglomerado de observaciones para analizar la similitud de las especies y un análisis ANOVA de un solo factor 95% IC para la media con desviación estándar agrupada para el cálculo de los intervalos.

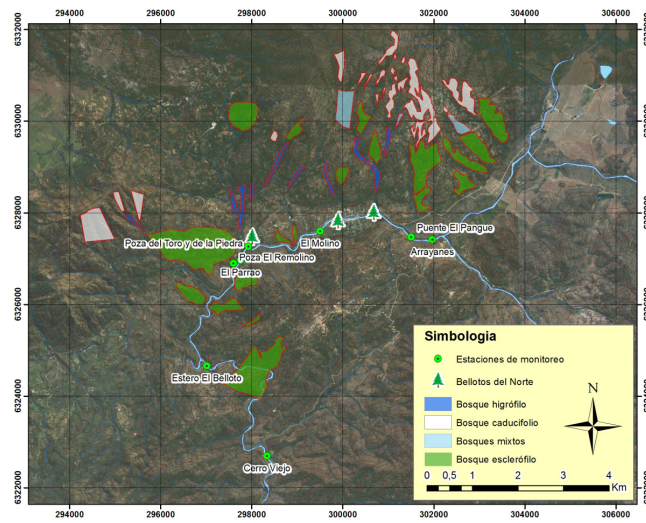


Figura 3. Distribución de las formaciones boscosas en el área de estudio. Fuente: Elaboración propia (2019).

Área del bosque esclerófilo

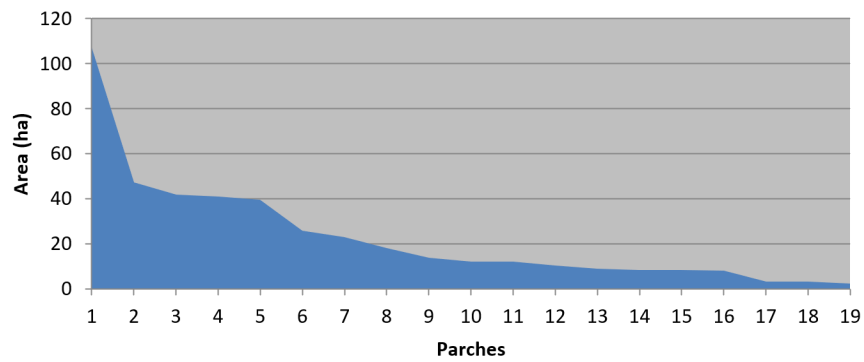


Figura 4. Área (ha) de los parches que componen el bosque esclerófilo. Fuente: Elaboración propia (2019).

Perfil de altitud del bosque esclerófilo

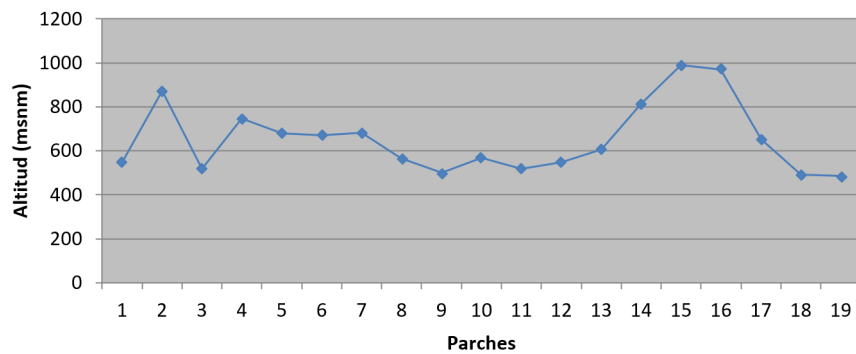


Figura 5. Perfil de alturas del bosque esclerófilo. Fuente: Elaboración propia (2019).

Resultados

Dimensionamiento del bosque esclerófilo

El área de estudio (33°08'33" - 33°11'59" S y 71°06'16" - 71°12'27") comprendió 678,83 ha identificándose cincuenta y cuatro parches o bosquetes de bosque caducifolio, esclerófilo, higrófilo y mixto (además de tres agrupaciones de *Beilschmiedia miersii*) con un predominio de la formación esclerófila con diecinueve parches en 434,58 ha. El bosque caducifolio está representado por veintidós parches (150,24 ha) que corresponden al 22%; el bosque higrófilo con 46,56 ha distribuidas en diez parches corresponden al 7%; y el bosque mixto -el menor representado con un 6%- con 42,19 ha en tres parches (figura 3). El bosque esclerófilo (33°08'33" - 33°11'59" y 71°06'16" - 71°11'33") presenta la mayor amplitud latitudinal sobre los otros tres tipos de bosques. Sus parches se distribuyen desde las 2,37 hasta 107,12 ha, presentando un promedio de 22,89 ha, una mediana de 12,25 ha (figura 4), y una altitud que fluctúa entre los 486 y 991 metros sobre el nivel del mar (msnm). La figura 5 muestra que el bosque se encuentra en una franja que oscila mayoritariamente en los 600 msnm.

Análisis de la flora vascular

Se identificaron 240 especies, noventa y cinco de ellas nativas, 102 endémicas y cuarenta y tres advenas o introducidas, lo que implica un 39,6%, 42,5% y 17,9% respectivamente. La riqueza está distribuida en setenta y cinco familias (tabla 1), de las cuales las más representadas son las Dicotiledóneas, cuya familia Asterácea o compuesta posee treinta y siete especies. Las Monocotiledóneas tiene en las Poáceas o gramíneas su familia más numerosa con doce especies, mientras que en las Pteridófitas la familia con mayor número de especies son las Adiantáceas con siete especies.

Desde el punto de vista de los estados de conservación que presenta la flora de Colliguay (tabla 2), treinta y ocho especies que representan el 15.8% del total, estarían con problemas de conservación, de las cuales cuatro de ellas estarían en un inminente peligro de extinción (entre las que se encuentran *Gethyum atropurpureum*, *Persea meyeniana* y *Calydorea xiphioides*). Un alto porcentaje de la muestra está fuera de peligro, 66.3%, y un 17.9% que no ha sido evaluado ni considerado en alguna categoría son principalmente las especies advenas que están en la zona.

La distribución de las especies vegetales sugiere la presencia de estas en función del espacio geográfico supeditado a la exposición norte-sur, lo cual resulta esencial

Tabla 1

Información taxonómica de la flora de Colliguay.

Grupo	Familias	Especies
Pteridophyta	4	10
Gimnospermae	3	3
Angiospermae: Dicotyledoneae	53	181
Angiospermae: Monocotyledoneae	15	46
Total	75	240

Fuente: Elaboración propia (2019).

Tabla 2

Estados de Conservación de las especies vegetales.

Categoría de Conservación	Nº	%
En Peligro (EP)	4	1.7
Vulnerable (V)	21	8.7
Insuficientemente Conocida (IC)	10	4.2
Rara (R)	3	1.2
Fuera de Peligro (FP)	159	66.3
No Evaluada (N.E.)	43	17.9

Fuente: Elaboración propia (2019).

para definir operativamente las relaciones ecológicas en las laderas. En este caso, resalta la mayor presencia de especies en las laderas de exposición sur (umbria) tanto en abundancia como en riqueza (figura 6); esto implica que los parámetros físicos relacionados con la radiación solar son determinantes, debido a que solo el 30% de las especies tiene como zona predominante las laderas de solana

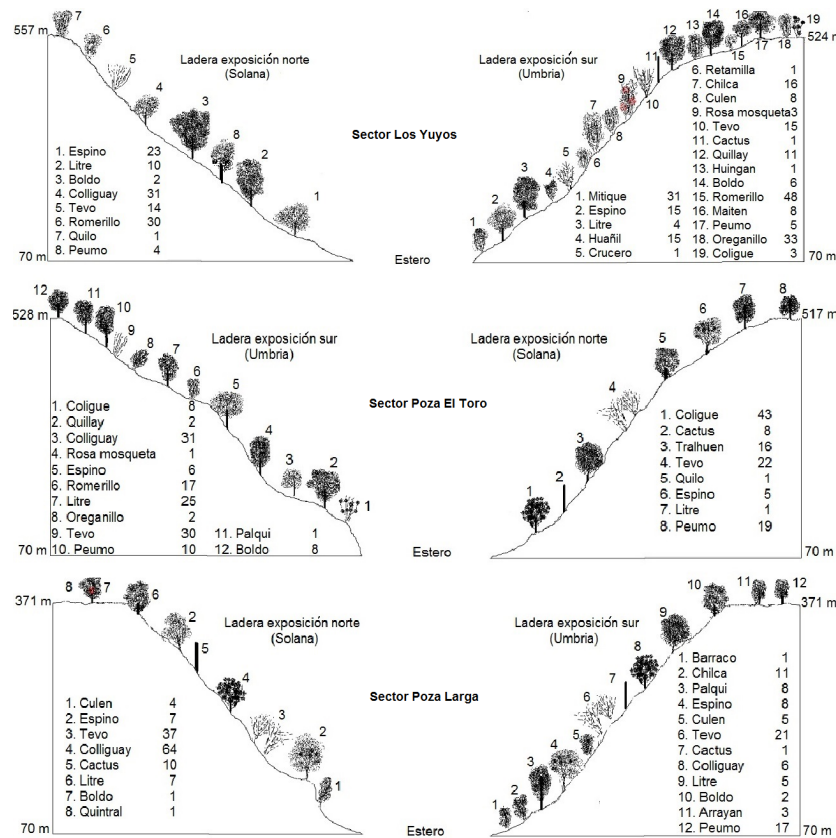


Figura 6. Perfil de la vegetación en laderas de solana y umbria (ver figura 2). Fuente: Elaboración propia (2019).

siendo la mayor parte de ellas de crecimiento arbustivo (tabla 3). Esto se cumple para las tres áreas analizadas, en el sector Los Yuyos se encuentran especies comunes a ambas laderas, siendo las leñosas las que se ubican en la zona cercana al estero en el sector de solana. En el sector Poza El Toro, hay una reducción en la riqueza, aunque esta se mantiene en forma comparativa entre las laderas de solana; aquí hay una predominancia de los arbustos siendo el litre y el peumo las especies de tipo leñosas más representativas. En el tercer sector (Poza larga) las condiciones son similares, encontrándose una combinación de especies leñosas y arbustivas, lo que da indicios que ambas mantienen las condiciones homeostáticas del entorno generando un nicho ecológico adaptado a las condiciones físicas del territorio. La intensidad de luz es uno de los factores más determinantes en la distribución de las especies vegetales.

En cuanto a la diversidad alfa, no se visualiza dominancia por parte de alguna especie específica ($H^+ = 1,14 \text{ bits/ind}$), lo que se observa es una alta equidad en cuanto a la

presencia de especies vegetales (tabla 4) lo cual se tipifica por el bajo valor que toma el índice de Simpson (0,1). Esto implica las comunidades vegetales no presentaron dominancia mayor al 50% de ninguna taxa, lo que significa una alta tasa de heterogeneidad.

Sin embargo, no todas las especies son igualmente abundantes, existen algunas con mayor presencia lo que no implica mayor dominancia en cuanto a riqueza. En lo concerniente a la distribución numérica de las especies en función del número de individuos existentes, la muestra analizada indica que existe una alta diversidad ecológica lo que da indicios de una zona con un bajo nivel de antropización, lo que se evidencia por los valores de D1 (8,59) y D2 (0,91).

La similitud taxonómica (considerando la presencia o ausencia de especies) de las laderas de solana y umbria, es solo del 38% (considerando $SJ = 0,38$) indicando una alta disimilitud en ambas zonas lo que implica que un alto porcentaje de especies son propias solo de un

Tabla 3

Subconjunto de las especies más representativas presentes en la zona de estudio en Colliguay. Forma de crecimiento: (A) árbol, (B), arbusto, (C) subarbusto, (S) suculenta, (E) epífita. Zona predominante: (S) solana, (U) umbría.

Especie	Abreviatura	Forma de Crecimiento	Zona predominante
Espino (<i>Acacia caven</i>)	Ac	A	S
Litre (<i>Lithraea caustica</i>)	Lc	A	U
Boldo (<i>Peumus boldus</i>)	Pb	A	U
Colliguay (<i>Colliguaja odorifera</i>)	Co	B	S
Tevo (<i>Retanilla trinervia</i>)	Rt	B	S
Romerillo (<i>Baccharis linearis</i>)	Bl	B	U
Quilo (<i>Muehlenbeckia hastulata</i>)	Mh	B	S
Peumo (<i>Cryptocarya alba</i>)	Ca	A	U
Mitique (<i>Podanthus ovatifolius</i>)	Po	B	U
Huañil (<i>Proustia cuneifolia</i>)	Pc	B	U
Crucero (<i>Colletia spinosa</i>)	Cs	B	U
Retamilla (<i>Genista monspessulana</i>)	Gm	B	U
Chilca (<i>Baccharis salicifolia</i>)	Bs	B	U
Culén (<i>Psoralea glandulosa</i>)	Pg	B	U
Rosa Mosqueta (<i>Rosa rubiginosa</i>)	Rr	B	U
Cactus (<i>Echinopsis chiloensis</i>)	Ec	S	S
Quillay (<i>Quillaja saponaria</i>)	Qs	A	U
Huingán (<i>Schinus polygamus</i>)	Sp	B	U
Maitén (<i>Maytenus boaria</i>)	Mb	A	U
Oreganillo (<i>Wendtia gracilis</i>)	Wg	C	U
Coligue (<i>Chusquea culeou</i>)	Cc	B	S
Palqui (<i>Cestrum palqui</i>)	Cp	B	U
Tralhuén (<i>Trevoa quinquenervia</i>)	Tq	B	S
Quintral (<i>Tristerix aphyllus</i>)	Ta	E	S
Barraco (<i>Escallonia callcottiae</i>)	Es	B	U
Arrayan (<i>Luma apiculata</i>)	La	A	U

Fuente: *Elaboración propia (2019)*.

Tabla 4

Cuantificación de la biodiversidad vegetal.

Índices de biodiversidad	Abreviatura	Valor
Abundancia	N	815
Riqueza	S	26
Shannon-Wiener	H+	1,14
Simpson	λ	0,10
Pielou	J	0,35
Margalef	D1	8,59
Menhinick	D2	0,91
Winer	SW	0,72
Jaccard	SJ	0,38

Fuente: *Elaboración propia (2019)*.

tipo de ladera. Sin embargo, las zonas de trabajo (seis laderas) presentan entre sí una gran similitud (figura 7) en función del tipo de exposición, respondiendo a las condiciones físicas del entorno para su establecimiento. En cuanto a la repartición de las especies en la población, la similitud biocenótica indica que estas se encuentran ampliamente distribuidas no encontrándose abundancia de cada una en forma significativa en las laderas lo cual da la heterogeneidad característica del bosque esclerófilo (SW = 0,72).

Sin embargo, determinadas especies escapan levemente a la media, como el colliguay, la retamilla y el boldo (figura 8) debido a su abundancia, lo que no altera la sostenibilidad de la heterogeneidad que es propia de la zona.

Sin embargo, no todas las especies son igualmente abundantes, existen algunas con mayor presencia lo que no implica mayor dominancia en cuanto a riqueza. En lo concerniente a la distribución numérica de las especies en función del número de individuos existentes, la muestra analizada indica que existe una alta diversidad ecológica lo que da indicios de una zona con un bajo nivel de antropización, lo que se evidencia por los valores de D1 (8,59) y D2 (0,91).

La similitud taxonómica (considerando la presencia o ausencia de especies) de las laderas de solana y umbría, es solo del 38% (considerando SJ = 0,38) indicando una alta disimilitud en ambas zonas lo que implica que un alto porcentaje de especies son propias solo de un tipo de ladera. Sin embargo, las zonas de trabajo (seis laderas) presentan entre sí una gran similitud (figura 7) en función del tipo de exposición, respondiendo a las

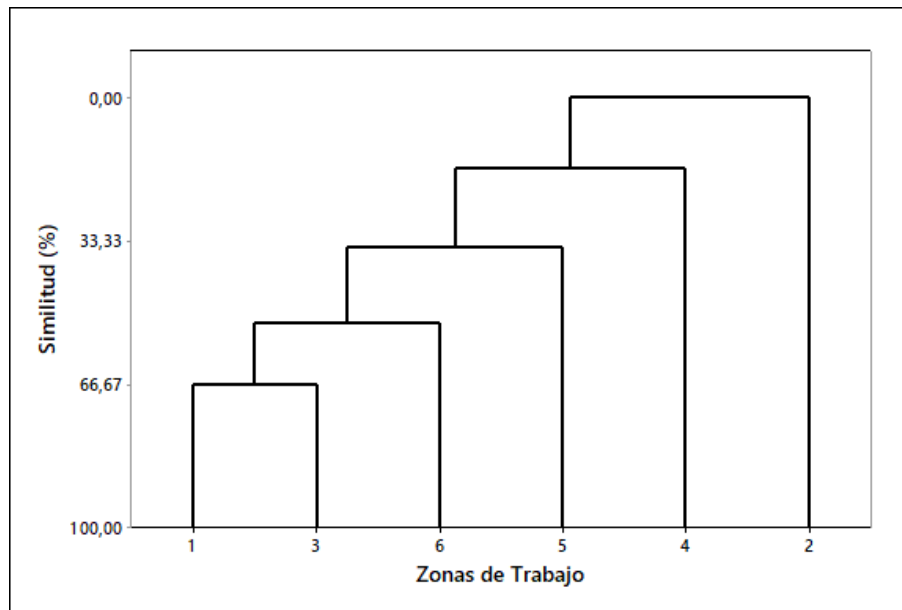


Figura 7. Similitud vegetacional entre las áreas de trabajo. Fuente: Elaboración propia (2019).

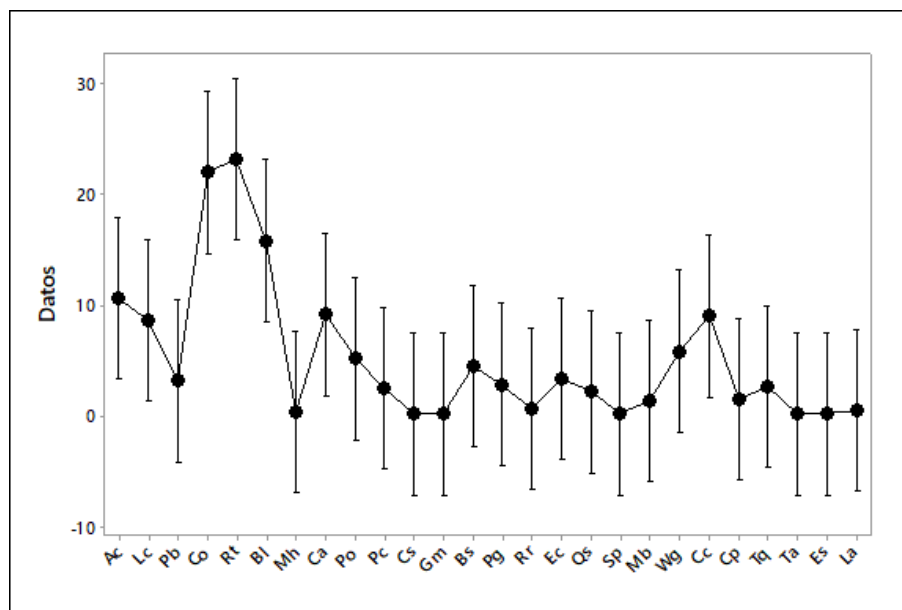


Figura 8. Análisis de un factor con comparaciones múltiples de las especies vegetales de Colliguay. Fuente: Elaboración propia (2019).

condiciones físicas del entorno para su establecimiento. En cuanto a la repartición de las especies en la población, la similitud biocenótica indica que estas se encuentran ampliamente distribuidas no encontrándose abundancia de cada una en forma significativa en las laderas lo cual da la heterogeneidad característica del bosque esclerófilo ($SW = 0,72$).

Sin embargo, determinadas especies escapan levemente a la media, como el colliguay, la retamilla y el boldo (figura 8) debido a su abundancia, lo que no altera la sostenibilidad de la heterogeneidad que es propia de la zona.

Discusión

El bosque esclerófilo de Colliguay presenta una estructura fragmentada, reducida y limitada solo a determinados polígonos, debido -mayormente- a la acción antrópica. Esto coincide con lo afirmado por Ceballos, Hernández, Corvalán & Galleguillos (2015), quienes han documentado la acción del hombre en la reducción sistemática del bosque en toda la zona centro sur de Chile, por ejemplo, con actividades asociadas a la agricultura, la ganadería y la urbanización, las cuales han afectado a la biodiversidad y servicios ecosistémicos de estos ambientes. Sin embargo, las formaciones esclerófilas continúan manteniendo su identidad ecológica a pesar de la fragmentación existente. Garfías et al. (2018) sostienen que, en la zona mediterránea de Chile central, esta condición podría verse alterada por la degradación de los corredores biológicos que sustentan estas formaciones debido a la limitación en el intercambio genético entre estas comunidades.

Respecto de la vegetación, el listado de especies de la flora vascular encontrada muestra un alto grado de especies endémicas (42,50 %) en una superficie reducida (434,58 ha), a lo cual hay que sumar las especies nativas donde las especies arbustivas y arbóreas de esta categoría equivale al 39,58% de la flora catastrada en el lugar. Estos antecedentes permiten evidenciar que esta zona es un remanente de los primitivos bosques que en antaño cubrían gran parte de la zona central. Esto, sumado a las condiciones geográficas del sector generaron un elevado endemismo, por ello Venegas-González et al. (2018) y Manríquez et al. (2019) destacan la importancia ecológica de estos bosques calificándolos como prioritarios en materia de conservación. Este grado de endemismo encontrado es coincidente con lo que plantean Moreno-Chacón et al. (2018), quienes consideran que esta cualidad fue producto de un remanente y refugio para la diversidad durante el último máximo glaciar lo que explicaría la riqueza que lo caracteriza, lo cual explica la presencia de especies

en peligro de extinción como *Gethyum atropurpureum*, *Persea meyeniana* y *Calydorea xiphioides*

En cuanto a la distribución espacial de las especies, el 85% de la vegetación leñosa (la *Acacia caven* es la excepción) y el 68 % de las especies arbustivas se localizan predominantemente en las laderas de umbría (aunque, ambas formas de crecimiento coexisten tanto en solana como en umbría). Esto ocurre básicamente por el tipo de pendiente, la elevación, las condiciones bioclimáticas que determinan la radiación solar entrante y la humedad disponible en el suelo, lo cual afecta el potencial de crecimiento de los árboles. La consistencia de estos resultados se explica por la metodología descrita por Ramos et al. (2015).

Las condiciones bioclimáticas generan una retroalimentación positiva que estimula las condiciones óptimas de crecimiento para la vegetación arbórea y arbustiva. Al respecto, Valdivia & Simonetti (2011) plantean que la dimensión de los árboles, así como la forma de crecimiento, la edad, especie, posición del dosel y la distancia son también elementos que contribuyen a condicionar la distribución de los arbustos que coexisten junto a las especies leñosas. Por tanto, se genera una concatenación entre las condiciones físicas y biocenóticas que explicarían la estructura conformacional y funcional del bosque esclerófilo de Colliguay y, por ende, las características típicas de las especies arbóreas de este tipo de ecosistema y porque naturalmente no predominan las especies de hoja blanda.

Sin embargo, Vašíčková et al. (2019) complejizan la relación biocenosis-biotopo indicando que la homeostasis en los ecosistemas antiguos se explica en parte por la relación densidad-dependencia negativa, en la cual las especies perjudican recíprocamente la predominancia manteniendo con ello la riqueza del entorno, es decir, este mecanismo contribuye a mantener la diversidad debido a que impide que determinadas especies abundantes eliminen a especies raras cubriendo los nichos disponibles. Pero, esta relación puede ser modificada por la fragmentación forestal debido a que esta última permite un mayor paso de luz, lo que aumenta la temperatura y disminuye la humedad del aire y el suelo. Estas nuevas condiciones abióticas favorecen el establecimiento de individuos poco tolerantes a la sombra (o resistentes a la luminosidad), lo cual explicaría la presencia de especies como *Colliguaja odorifera*, *Retanilla trinervia*, *Muehlenbeckia hastulata* y *Chusquea culeou* en las laderas de umbría. Estos mecanismos pueden explicar el mantenimiento y convivencia de especies arbóreas y arbustivas en los bosques remanentes esclerófilos de Colliguay.

Cabe subrayar que, a pesar de la fragmentación existente, se conservan los valores propios de biodiversidad de la zona central, no así en comparación con los bosques australes donde los valores de Shannon Wiener fluctúan entre los 2,800 *bits/ind* - 2,923 *bits/ind* (Sandoval et al., 2016) en comparación con 1,14 del área de estudio (considerando las especies descritas en la tabla 3). Además, no hay dominancia de ninguna taxa, lo que es propio de los bosques primitivos que, a pesar de tener altos niveles de degradación por fragmentación, conservan altos niveles de resiliencia, lo cual promueve la regeneración natural en bosques que han sufrido disturbios antrópicos (Almeida, Broadbent et al., 2019). Esto explicaría por qué los parches de bosque esclerófilo continúan manteniendo su identidad a pesar de la fragmentación existente en el sitio de estudio. Esto se condice con el bajo nivel de antropización encontrado en los segmentos más significativos de bosque esclerófilo y, además, explica la similitud taxonómica de las laderas de solana y umbría, en las cuales la disimilitud existente ha sido una forma adaptativa para la mantención de las especies en una zona considerada una isla biogeográfica resultado de los procesos ecológicos que según Quiroga (2010) comienzan el inicio de una gran diversidad en el eoceno con el consecuente aumento de la aridez en el mioceno medio, lo cual generó las condiciones existentes en los bosques esclerófilos de la zona central de Chile lo cual aumenta su valor ambiental y patrimonial como remanente de episodios ocurridos hace miles de años en nuestro país.

Sin embargo, a pesar de la importancia de su riqueza biológica como *hotspot*, valor patrimonial y como fuente de variedad genética, Venegas-González et al. (2018), plantean que la historia de estos bosques y su relación con condiciones de sequía y respuesta al cambio climático ha sido débilmente estudiada. Esto explicaría -en parte- lo pobremente representados que se encuentran en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE). Esto implica dejar a estos bosques con un elevado nivel de vulnerabilidad; Bonfante et al. (2019) plantean que los efectos del cambio climático no solo se restringen al cambio en la pluviometría, sino que además generan cambios en los suelos como erosión y disminución de la humedad.

Además, la megasequía que afecta actualmente a Chile puede ser determinante en la longevidad de estos bosques; Rey-Benayas et al. (2002) y Siles, Rey, Alcántara, Bastida & Herreros (2010) plantean que, en las regiones semiáridas con climas de tipo mediterráneo, la disponibilidad de agua se considera el principal factor abiótico que limita la regeneración natural. Por ello, a pesar de mantener

su identidad, la disminución de la capacidad de agua aprovechable en el suelo (lo que dificulta la asimilación de nutrientes) producto de la sequía implica un serio riesgo para la perpetuación de estos bosques.

Conclusiones

Los antecedentes permiten evidenciar que el bosque esclerófilo de Colliguay es un remanente del secano interior que, a pesar de su aislamiento y alto grado de fragmentación, conserva aspectos identitarios que son propios de este *hotspots* de la zona mediterránea.

Lo anterior se sustenta en el método usado para el levantamiento de la información que consideró elementos abióticos determinantes como el agua (cercanía o lejanía a los cauces mediante transectos a lo largo de la gradiente altitudinal) y la luz (análisis comparativo de la ladera de solana y umbría). La metodología usada permitió la recopilación de información precisa y cuantificable (que sirve como indicador de la estructura y funcionamiento del ecosistema) que permite sustentar que la zona conserva componentes florísticos remanentes de la vegetación original. Este resultado cobra relevancia debido a que es un parámetro cuantitativo que no deja de ser significativo al momento de la toma de decisiones en el manejo y conservación de la flora local.

Por ello, es necesario plantear diversas medidas para conservar la biodiversidad de este tipo de ecosistema; la planificación de estas medidas debe responder a una estrategia que implique un proceso estructurado de conservación con el objetivo de identificar las prioridades y decidir dónde, cuándo y cómo preservar los componentes principales de la biodiversidad del sector. El proceso completo requiere de estudios con un enfoque integral (social, bioclimático, genético, demográfico, etc.) con el fin de informar, analizar y monitorear el estado de conservación de la vegetación de Colliguay. Este proceso debe incluir -por ejemplo- el establecimiento de zonas *buffer*, lo que permite reducir las fuentes de alteración que puedan afectar el entorno y la incorporación de esta zona en la evaluación ambiental estratégica. Esto último toma especial importancia porque aun conociendo la importancia de proteger y conservar este tipo de bosque en Chile se encuentran pobremente representados en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas por el Estado (SNASPE). Aunque, el hecho de encontrarse en áreas silvestres protegidas no garantiza su preservación dada las respuestas a la variabilidad climática reciente de incremento en las sequías.

Respecto de esto último, los estudios sobre la dinámica de crecimiento de los bosques y su relación y adaptación a las variaciones climáticas son fundamentales para entender su evolución ecológica, al mismo tiempo, son claves para diseñar estrategias de conservación y mitigación al cambio climático. Debido a que los efectos de este último se intensificarán en las próximas décadas (en caso de continuar la tendencia actual), la megasequía implicará un escenario con un desafío aun mayor de conservación en bosques que son únicos en su tipo en Sudamérica.

Referencias

- Abbate, A., Campbell, J., Kimmel, C. & Kern, W. (2019). Urban development decreases bee abundance and diversity within coastal dune systems. *Global Ecology and Conservation*, 20(7), 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00711>
- Almeida, D., Broadbent, E., Zambrano, A., Wilkinson, B., Ferreira, M., Chazdon, R., Meli, P., Gorgens, E., Silva, C., Stark, S., Valbuena, R., Papa, D. & Brancalion, P. (2019). Monitoring the structure of forest restoration plantations with a drone-lidar system. *Int J Appl Earth Obs Geoinformation*, 79, 192–198. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.03.014>
- Almeida, D., Stark, S., Chazdon, R., Nelson, B., Cesar, R., Meli, P., Gorgens, E., Duarte, M., Valbuena, R., Moreno, V., Mendes, A., Amazonas, N., Goncalves, N., Silva, C., Schiatti, J. & Brancalion, P. (2019). The effectiveness of lidar remote sensing for monitoring forest cover attributes and landscape restoration. *Forest Ecology and Management*, 438, 34–43. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.002>
- Altamirano, A. & Lara, A. (2010). Deforestación en ecosistemas templados de la precordillera andina del centro-sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 31(1), 53-64. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002010000100007>
- Álvarez-Garretón, C., Lara, A., Boisier, J. & Galleguillos, M. (2019). The Impacts of Native Forests and Forest Plantations on Water Supply in Chile. *Forests*, 10(6), 1-18. <https://doi.org/10.3390/f10060473>
- Álvarez, J., Villagra, P., Cony, M., Cesca, E. & Boninsegna, J. (2006). Estructura y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* D.C. (Fabaceae, subfamilia: Mimosoideae) en el noreste de Mendoza (Argentina). *Revista Chilena de Historia Natural*, 79, 75-87. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2006000100007>
- Becerra, P., Cruz, G., Ríos, S. & Castelli, G. (2013). Importance of irrigation and plant size in the establishment success of different native species in a degraded ecosystem of central Chile. *Bosque (Valdivia)*, 34(1), 103–111. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002013000100012>
- Bonfante, A., Terribile, F. & Bouma, J. (2019). Refining physical aspects of soil quality and soil health when exploring the effects of soil degradation and climate change on biomass production: an Italian case study. *Soil*, 5, 1–14. <https://doi.org/10.5194/soil-5-1-2019>
- Bosier, J., Rondanelli, R., Garreaud, R. & Muñoz, F. (2015). Natural and anthropogenic contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent mega-drought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, 43(1), 413- 421. <https://doi.org/10.1002/2015GL067265>
- Bown, H., Fuentes, J. & Martínez, A. (2018). Assessing water use and soil water balance of planted native tree species under strong water limitations in Northern Chile. *New Forests*, 49, 871–892. <https://doi.org/10.1007/s11056-018-9689-6>
- Brito-Rozas, E. & Flores-Toro, L. (2014). Estructura y dinámica de los bosques de belloto el norte (*Beilschmiedia miersii*) de la Cordillera El Melón, comuna de Nogales, región de Valparaíso, Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35(1), 13-21. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002014000100002>
- Campo, A. & Duval, V. (2014). Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihué Calel (Argentina). *Anales de Geografía*, 34(2), 25-42. https://doi.org/10.5209/rev_AGUC.2014.v34.n2.47071
- Ceballos, A., Hernández, J., Corvalán, P. & Galleguillos, M. (2015). Comparison of airborne LiDAR and satellite hyperspectral remote sensing to estimate vascular plant richness in deciduous mediterranean forests of central Chile. *International Journal Of Remote Sensing*, 7(3), 2692-2714. <https://doi.org/10.3390/rs70302692>

- Costa, M. (2007). Diversidad paisajística y vegetacional en el Mediterráneo. *Cuadernos de sostenibilidad y Patrimonio Natural*, 11, 129 -137. Recuperado de https://www.fundacion_bancosantander.com/media/files/medioambiente/CUADERNO-11--El-Paisaje-Mediterraneo---Opciones-de-Multifunciona.pdf
- Cowling, R., Rundel, P., Lamont, B., Arroyo, K. & Arianoutsou, M. (1996). Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(9), 362-366. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)10044-6](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)10044-6)
- DS N° 29 MMA. Aprueba reglamento para la clasificación de especies silvestres según estado de conservación. Diario Oficial de la República de Chile, Santiago de Chile, 27 de abril de 2012. Recuperado de <https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1039460>
- DS N° 79 MMA. Aprueba y oficializa clasificación de especies según estado de conservación, decimocuarto proceso, Diario Oficial de la República de Chile, Santiago de Chile, 19 de diciembre de 2018. Recuperado de <https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1126824>
- Figuroa, R., Bonada, N., Guevara, M., Pedreros, P., Correa-Araneda, F., Díaz, M. & Ruiz, V. (2013). Freshwater biodiversity and conservation in mediterranean climate streams of Chile. *Hidrobiología*, 719(1), 269–289. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1685-4>
- Fuentes-Castillo, T., Scherson, R., Marquet, P., Fajardo, J., Corcoran, D., Román, M. & Plissock, P. (2019). Modelling the current and future biodiversity distribution in the Chilean Mediterranean hotspot. The role of protected areas network in a warmer future. *Diversity and Distributions*, 25(12), 1897–1909. <https://doi.org/10.1111/ddi.12988>
- Garfias, R., Castillo, M., Ruiz, F., Vita, A., Bown, H. & Navarro, R. (2018). Remanentes del bosque esclerófilo en la zona mediterránea de Chile central: caracterización y distribución de fragmentos. *Interciencia*, 43(9), 655-663. Recuperado de <https://www.redalyc.org/jatsRepo/339/33957801009/html/index.html>
- Garreaud, R., Boisier, J., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. & Veloso-Aguila, D. (2019). The Central Chile Mega Drought (2010–2018): A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*, 40(1), 421-439. <https://doi.org/10.1002/joc.6219>
- Glaría, V. (2013). Evaluación exploratoria de sustentabilidad de tres socio-ecosistemas en el matorral y bosque esclerófilo de Chile Central. *Revista Latinoamericana*, 12 (34), 117-145. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-65682013000100007>
- Hernández, A., Miranda, M., Arellano, E. & Dobbs, C. (2016). Landscape trajectories and their effect on fragmentation for a Mediterranean semi-arid ecosystem in Central Chile. *Journal of Arid Environments*, 127(1), 74-81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.10.004>
- Huaico, A. (2018). Análisis de la evolución de las áreas ambientalmente sensibles a la desertificación en la cuenca del Puangue en Chile. *Idesia*, 36(4), 61-70. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292018005002801>
- Keivan, F. & Ghaffarzadeh, O. (2017). Impact of logging intensity on stem density, basal area and biodiversity indices five years after logging in a Caspian hardwood forest. *Journal Of Forest Science*, 63(4), 167–172. <https://doi.org/10.17221/103/2016-JFS>
- Letelier, L., Valderrama, A., Stoll, A., García, R. & González, A. (2017). Patterns of composition, richness and phylogenetic diversity of woody plant communities of *Quillaja saponaria* Molina (Quillajaceae) in the Chilean sclerophyllous forest. *Gayana Bot*, 74(1), 57-72. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432017005000105>
- Mamipour, S., Yahoo, M. & Jalalvandi, S. (2019). An empirical analysis of the relationship between the environment, economy, and society: Results of a PCA-VAR model for Iran. *Ecological Indicators*, 102, 760–769. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.039>
- Manríquez, H., Mansilla, P., Figuroa, R. & Moreira, A. (2019). Geodiversity meets Biodiversity: a landscape approach for biogeocultural conservation

- and governance in Mediterranean central Chile. *Journal on Protected Mountain Areas Research and Management*, 11(1), 43-48. <https://dx.doi.org/10.1553/eco.mont-11-1s43>
- McWethy, D., Pauchard, A., Garcia, A., Holz, A., González, M., Veblen, T., Stahl, J. & Currey, B. (2018). Landscape drivers of recent fire activity (2001- 2017) in south-central Chile. *Plos One*, 13(8), 1-24. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0205287>
- Médail, F., Monnet, A., Pavon, D., Nikolic, T., Dimopoulos, P., Bacchetta, G., Arroyo, J., Barina, Z., Albassatneh, M., Domina, G., Fady, B., Matevski, V., Mifsud, S. & Leriche, A. (2019). What is a tree in the Mediterranean Basin hotspot? A critical analysis. *Forest Ecosystems*, 6(17), 1-19. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0170-6>
- Mendoza, A., Patalinghug, J. & Divinagracia, J. (2019). The benefit of one cannot replace the other: seagrass and mangrove ecosystems at Santa Fe, Bantayan Island. *Journal of Ecology and Environment*, 43(18), 1-8. <https://doi.org/10.1186/s41610-019-0114-7>
- Moreno-Chacón, M., Mardones, D., Viveros, N., Madriaza, K., Carrasco-Urra, F., Marticorena, A., Baeza, C., Rodríguez, R. & Saldaña, A. (2018). Flora vascular de un remanente de bosque esclerófilo mediterráneo costero: Estación de Biología Terrestre de Hualpén, Región del Biobío, Chile. *Gayana Bot*, 75(1), 466-481. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432018000100466>
- Ning, Z. & Sun, C. (2019). Carbon sequestration and biofuel production on forestland under three stochastic prices. *Forest Policy and Economics*, 109(102018), 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.102018>
- Paulo, A., Rosa, R. & Pereira, L. (2012). Climate trends and behaviour of drought indices based on precipitation and evapo-transpiration in Portugal. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 12(5), 1481-1491. <https://doi.org/10.5194/nhess-12-1481-2012>
- Quiroga, M. (2010). Comparación entre el bosque templado austral y el bosque tucumano-boliviano considerando géneros con especies de hábito arbóreo. *Gayana Bot*, 67(2), 176-187. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432010000200003>
- Ramos, D., Castro, V. & Sánchez, E. (2015). Caracterización de la vegetación a lo largo de una gradiente altitudinal en la comunidad de Cochahuayco, cuenca media del río Lurín, Lima. *Ecología Aplicada*, 14(1), 11-25. Recuperado de <http://www.scielo.org.pe/pdf/ecol/v14n1/a02v14n1.pdf>
- Rasool, M., Zahid, M., Khan, K., Khan, M., Khan, Q., Jawad, S., Ahmad, R., Sajid, M. & Ahmad, M. (2018). Species richness and diversity of Vespidae (Insecta: Hymenoptera) of Swat Khyber Pakhtunkhwa Pakistan. *ScienceAsia*, 44, 319-324. <https://doi.org/10.2306/scienceasia1513-1874.2018.44.319>
- Rey-Benayas J., López-Pintor, A., García, C., De la Cámara, N., Strasser, R. & Gómez, A. (2002). Early establishment of planted *Retama sphaerocarpa* seedlings under different levels of light, water and weed competition. *Plant Ecology*, 159, 201-209. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1015562623751>
- Rivera, J. & Arnould, G. (2020). Evaluation of the ability of CMIP6 models to simulate precipitation over Southwestern South America: Climatic features and long-term trends (1901-2014). *Atmospheric Research*, 241, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.104953>
- Rodríguez, L., Curetti, G., Garegnani, G., Grilli, G., Pastorella, F. & Paletto, A. (2016). La valoración de los servicios ecosistémicos en los ecosistemas forestales: un caso de estudio en Los Alpes Italianos. *Bosque (Valdivia)*, 37(1), 41-52. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002016000100005>
- Rodríguez, R., Marticorena, C., Alarcón, D., Baeza, C., Cavieres, L., Finot, V., Fuentes, N., Kiessling, A., Mihoc, M., Pauchard, A., Ruiz, E., Sanchez, P. & Marticorena, A. (2018). Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Bot*, 75(1), 1-430. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432018000100001>
- Sandoval, V., Ramírez, C., San Martín, C., Vidal, O., Álvarez, M., Marticorena, A. & Pérez, Y. (2016). Diversidad vegetal en las cuencas de los ríos Baker y Pascua (Aisén, Patagonia Chilena). *Bosque (Valdivia)*, 37(2), 243-253. <https://doi.org/10.4067/s0717-92002016000200003>
- Schiappacasse, I., Nahuelhual, L., Vásquez, F. & Echeverría, C. (2012). Assessing the benefits and

- costs of dryland forest restoration in central Chile. *Journal of Environmental Management*, 97, 38-45. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.11.007>
- Siles G., Rey, P., Alcántara, J., Bastida, J. & Herreros, J. (2010). Effects of soil enrichment, watering and seedling age on establishment of Mediterranean woody species. *Acta Oecologica*, 36(4), 357-364. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.03.002>
- Skewes, J., Trujillo, F. & Guerra, D. (2017). Traer el bosque a sus domicilios. Transformaciones de los modos de significar el espacio habitado. *Revista INVI*, 32(91), 23-64. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-83582017000300023>
- Soto, D., Puettmann, K., Fuentes, C. & Jacobs, D. (2019). Regeneration niches in Nothofagus-dominated old-growth forests after partial disturbance: Insights to overcome arrested succession. *Forest Ecology and Management*, 445, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.004>
- Valdivia, C. & Simonetti, J. (2011). Denied density-dependent seedling recruitment in a fragmented forest does not decrease seedling diversity. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84, 279-287. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200012>
- Vašičkova, I., Šamonila, P., Krala, K., Fuentes, A., Daněk, P. & Adam, D. (2019). Driving factors of the growth response of *Fagus sylvatica* L. to disturbances: A comprehensive study from Central-European old-growth forests. *Forest Ecology and Management*, 444, 96–106. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.018>
- Venegas-González, A., Roig, F., Gutiérrez, A., Peña-Rojas, K. & Tomazello, M. (2018). Efecto de la variabilidad climática sobre los patrones de crecimiento y establecimiento de *Nothofagus macrocarpa* en Chile central. *Bosque (Valdivia)*, 39(1), 81-93. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002018000100081>
- Walther, B. & Morand, S. (1998). Comparative performance of species richness estimation methods. *Parasitology*, 116, 395- 405. <https://doi.org/10.1017/s0031182097002230>
- Wu, G., Huang, Z., Liu, Yi-Fan., Cui, Z., Liu, Y., Chang, X., Tian, F., Lopez-Vicente, M. & Shi, Z. (2019). Soil water response of plant functional groups along an artificial legume grassland succession under semi-arid conditions. *Agricultural and Forest Meteorology*, 278, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107670>
- Zuloaga, F., Morrone, O., & Rodríguez, D. (1999). Análisis de la biodiversidad en plantas vasculares de la Argentina. *Kurtziana*, 27(1), 17-167.

Agradecimientos

Escuela de Ingeniería en Medioambiente, Facultad de Ingeniería, Universidad de Valparaíso.